



**Diogo José Sousa  
Lopes**

**Determinação de Fatores de Emissão de Gases de  
Exaustão de Veículos**



**Diogo José Sousa  
Lopes**

**Determinação de Fatores de Emissão de Gases de  
Exaustão de Veículos**

Tese apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, realizada sob a orientação científica da Doutora Teresa Filomena Vieira Nunes, Professora Associada do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro e da Doutora Célia dos Anjos Alves, Investigadora Auxiliar no Centro de Estudos do Ambiente e do Mar da Universidade de Aveiro.

*Dedico este trabalho aos meus Pais, pelo incansável apoio.*

## **o júri**

Presidente

**Prof. Doutor Mário Miguel Azevedo Cerqueira**

Professor Auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

Vogais

**Prof. Doutora Margarida Isabel Cabrita Marques Coelho**

Professora Auxiliar do Departamento de Mecânica da Universidade de Aveiro

**Prof. Doutora Teresa Filomena Vieira Nunes**

Professora Associada do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

**Prof. Doutora Célia dos Anjos Alves**

Investigadora Auxiliar da Universidade de Aveiro – Centro de Estudos do Ambiente e do Mar (CESAM)

## **agradecimentos**

À Doutora Teresa Nunes e Doutora Célia Alves o meu sincero agradecimento pela disponibilidade demonstrada e orientação científica ao longo deste estudo.

À Sónia Rocha e Danilo Custódio pelo apoio prestado na execução experimental.

Aos meus amigos que me acompanharam ao longo do meu percurso académico, Carlos Machado, Carlos Moreira, Diogo Rebelo, Estela Vicente, João Ribeiro e Jorge Reis, obrigado por fazerem parte da minha vida.

Aos familiares, em especial aos meus pais, uma palavra de gratidão pelo apoio e “esforço” realizado nos últimos 5 anos. Sem vocês a realização deste trabalho nunca teria sido possível.

Por fim, ao projeto da Fundação para a Ciência e Tecnologia URBE (PTDC/AAC-AMB/117956/2010) que promoveu e financiou o desenvolvimento deste estudo.

## palavras-chave

Ciclos de Condução, Dinamometro, Fatores de Emissão, Gases de Exaustão, Normas de Emissão, Veículos Ligeiros.

## resumo

A qualidade do ar é uma componente determinante não só para a saúde e bem-estar das populações, como para o ambiente globalmente. Entre as diferentes fontes de poluentes para a atmosfera, o tráfego rodoviário assume particular destaque, principalmente em áreas urbanas. Para caracterizar as emissões de tráfego ou contributo dos diferentes tipos de veículos para a poluição do ar, é necessária informação detalhada das emissões, que tem por base fatores de emissão.

A presente dissertação consiste na caracterização e quantificação de gases e partículas emitidas pelos motores de veículos ligeiros mais comuns em circulação em Portugal (em termos de cilindrada e idade) a partir de ensaios com dinamómetro.

Uma análise preliminar dos resultados permitiu observar que as emissões dos veículos são influenciadas pelo condutor que executa os ensaios e pelas velocidades e acelerações impostas nos ciclos de condução. As concentrações mais elevadas, para as motorizações a gasolina e *diesel*, são registadas na generalidade para velocidades maiores e nas fases em que ocorre uma aceleração da viatura.

Os fatores de emissão dos gases de exaustão são, em geral, mais elevados para as motorizações a *diesel*. Verifica-se também que os efeitos das condições de condução de arranque a frio nas emissões dos gases de exaustão são em geral bastante significativos.

Nos veículos a gasolina foi possível observar uma tendência da diminuição dos fatores de emissão para normas de emissão europeias mais recentes, com a exceção do material particulado. No entanto, estes resultados devem ser vistos com alguma precaução atendendo ao facto de grande parte dos resultados para esta categoria de veículos ter sido obtida para apenas um ensaio. No caso das motorizações a diesel, com a exceção do NO<sub>x</sub>, HC e CH<sub>4</sub>, observa-se também uma tendência de diminuição dos FE para normas Euro mais recentes.

Por fim, observa-se que, no geral, os veículos mais frequentes da frota automóvel Portuguesa, em termos de cilindrada e idade, cumprem com os valores limite de emissão das normas Euro e apresentam fatores de emissão mais baixos quando comparados com a média europeia.

## keywords

Chassis Dynamometer, Driving Cycles, Emission Factors, Exhaust Emissions, European Emission Standards, Light-duty Vehicles

## abstract

Air quality is a determinant factor, not only for human health and well being, but also for the environment, generally. Amongst the various known sources of atmospheric pollution, road traffic assumes a position of particular emphasis, especially in urban areas. In order to characterize road traffic emissions for the atmosphere, or to weight the contribute of different kinds of vehicles for atmospheric pollution, it is necessary to have very detailed information on the emissions, which is based in emission factors.

The present thesis consists on the characterization and quantification of gas and particulate matter's emissions by the engines of some of the most common cars in circulation in the Portuguese roads (in terms of engine capacity and age), based on experimental measurements with a dynamometer.

A preliminary analysis of the results suggested that vehicles' emissions are influenced by the driver who performs the essay and by the speed and accelerations imposed in the performed driving cycles. Most elevated concentrations were generally found, both for gasoline and *diesel* engines, on higher velocities' regimes and on the moments of greater acceleration of the vehicle.

The emission factors for the exhaust gases are, in general, higher for *diesel* vehicles. It is also possible to perceive that the effect of the conditions of the driving performance, in terms of "cold" start of the car's march, on the emissions of exhaust gases are in general quite significant.

In gasoline vehicles a tendency has been detected to the decrease of the emission factors in more recent European emission standards, with the exception of the particulate matter. Although, these results must be seen with some precaution, attending the fact that a large amount of results obtained to this category of vehicles has been obtained from a single essay. In the case of *diesel* engines, and with the exception of  $\text{NO}_x$ , HC e  $\text{CH}_4$ , a tendency also has been detected to the decrease of the emission factors in the most recent European emission standards.

Finally, it is possible to observe that, generally, the most frequently seen vehicles of the Portuguese car fleet, in terms of engine capacity and age, fulfill their obligations in terms of limit values for emissions, according to the European standards. Also, their emission factors appear to be lower than the European average value.

# Índice

<b>Índice.....</b>	<b>viii</b>
<b>Lista de Tabelas.....</b>	<b>x</b>
<b>Lista de Figuras .....</b>	<b>xi</b>
<b>Símbolos e Abreviaturas .....</b>	<b>xiv</b>
<b>Preâmbulo.....</b>	<b>1</b>
<b>1. Estado de Arte .....</b>	<b>5</b>
1.1 Setor dos Transportes em Portugal .....	5
1.2 Emissões dos Transportes Rodoviários .....	6
1.2.1 Dióxido de Carbono .....	8
1.2.2 Outros Gases de Exaustão .....	8
1.2.3 Material Particulado .....	9
1.2.4 Impactes das Emissões dos Transportes Rodoviários.....	12
1.3. Determinação de Fatores de Emissão .....	14
1.3.1 Testes com Dinamómetro.....	15
1.3.1.1 Metodologia .....	16
1.3.1.1.1 Poluentes Analisados.....	16
1.3.1.1.2 Parâmetros da Precisão das Medições.....	16
1.3.1.1.3 Ciclos de Condução.....	17
1.3.1.1.4 Recolha das Amostras.....	19
1.3.2 Monitorização Contínua de Veículos em Estradas .....	20
1.3.3 Medições realizadas em Túneis Rodoviários .....	21
1.4 Modelo COPERT.....	22
1.4.1 Metodologia.....	23
1.5 Medidas de Redução das Emissões dos Veículos Ligeiros de Passageiros .....	23
1.5.1 Características da Gasolina e Gasóleo .....	24
1.5.2 Combustíveis Alternativos .....	25
1.5.3 Normas de Emissões Europeias .....	26
1.5.3 Catalisadores.....	28
1.5.3.1 Veículos a Gasolina.....	29
1.5.3.2 Veículos a Diesel.....	30
1.5.4 Filtros de Partículas Diesel .....	30
1.6 Fatores de Emissão dos Gases de Exaustão de Veículos .....	31
<b>2. Parte Experimental .....</b>	<b>35</b>
2.1 Metodologia .....	35
2.2 Descrição do Dinamómetro.....	35



2.3 Análise dos Ciclos de Condução.....	37
2.3.1 ARTEMIS estrada.....	37
2.3.2 ARTEMIS urbano .....	37
2.3.3 Novo Ciclo de Condução Europeu.....	38
2.4 Amostras e Medições .....	39
2.5 Veículos Seleccionados.....	40
2.6 Determinação da Massa de PM.....	41
2.7 Sistema de Análise Termo Ótico.....	41
2.8 Determinação dos FE dos Gases de Exaustão .....	43
2.9 Determinação dos FE do Material Carbonoso.....	45
<b>3. Resultados e Discussão.....</b>	<b>47</b>
3.1 Valores Instantâneos de Emissão dos Veículos .....	47
3.2 Influência dos Condutores.....	59
3.3 Fatores de Emissão .....	60
3.3.1 Fatores de Emissão de Dióxido de Carbono .....	61
3.3.2 Fatores de Emissão de Monóxido de Carbono .....	62
3.3.3 Fatores de Emissão de Óxidos de Azoto .....	63
3.3.4 Fatores de Emissão de Hidrocarbonetos Totais.....	64
3.3.4.1 Fatores de Emissão de Metano .....	65
3.3.5 Fatores de Emissão do Material Carbonoso .....	66
3.3.6 Fatores de Emissão de Material Particulado .....	69
3.4 Razões OC/EC.....	70
3.5 Verificação do Cumprimento dos Valores Limite de Emissão .....	71
3.6 Síntese dos Resultados .....	73
<b>4. Conclusões .....</b>	<b>77</b>
<b>5. Referências Bibliográficas .....</b>	<b>79</b>
<b>Anexos.....</b>	<b>I</b>
Anexo 1 – Imagens do Laboratório de Testes .....	III
Anexo 2 - Calibração do Analisador de CO <sub>2</sub> .....	VII
Anexo 3 - Massa do Material Particulado.....	IX
Anexo 4 - Valores Instantâneos de Emissão .....	XI
Anexo 5 - Fatores de Emissão Obtidos a partir de Sacos de Teflon (g.km <sup>-1</sup> ) .....	XV
Anexo 6 - Fatores de Emissão Obtidos a partir de Medições em Contínuo (g.km <sup>-1</sup> ).....	XVII
Anexo 7 - Consumo de Combustível.....	XIX
Anexo 8 - Verificação do Cumprimentos dos Valores Limite de Emissão .....	XXI

## Lista de Tabelas

Tabela 1.1 - Especificações do <i>diesel</i> na Europa. ....	25
Tabela 1.2 - Especificações da gasolina na Europa. ....	25
Tabela 1.3 - Norma de emissões europeia para veículos ligeiros de passageiros. ....	27
Tabela 1.4 - Dados dos FE, em $\text{g.km}^{-1}$ , para diferentes categorias de veículos. ....	32
Tabela 1.5 - Dados dos FE, para diferentes categorias de veículos a partir de testes com dinamómetro (adaptado de Fontaras <i>et al.</i> , 2011; Bergvall <i>et al.</i> , 2009;). ....	32
Tabela 1.6 - Dados dos FE, em $\text{g.km}^{-1}$ , para diferentes categorias de veículos a partir de medições a bordo. ....	32
Tabela 1.7 - Dados dos FE para veículos ligeiros ( <i>i.e.</i> veículos ligeiros de passageiros, comerciais e motociclos) obtidos através de medições em túneis rodoviários. ....	33
Tabela 1.8 - Dados dos FE de PM para diferentes categorias de veículos. ....	33
Tabela 1.9 - Razões de OC/EC obtidos a partir de testes com dinamómetro. ....	33
Tabela 1.10 - Razões de OC/EC obtidos a partir de medições em túneis rodoviários. ....	34
 Tabela 2.1 - Características do ciclo de condução ARTEMIS estrada (adaptado de André, 2006). .	37
Tabela 2.2 - Características do ciclo de condução ARTEMIS estrada (adaptado de André, 2006). .	38
Tabela 2.3 - Veículos mais frequentes da frota automóvel Portuguesa e suas características principais. ....	40
 Tabela 3.1 - Fatores de emissão de PM (em $\text{mg.km}^{-1}$ ) estimados utilizando os ciclos de condução ARTEMIS. ....	69
Tabela 3.2 - Razões OC/EC para os ciclos de condução ARTEMIS. ....	70
Tabela 3.3 - Fatores de emissão obtidos para os diferentes ciclos de condução utilizados e respetivos limites de emissão. ....	72
Tabela 3.4 - Valores de FE aquando da ocorrência da regeneração do FPD do veículo 5. ....	74
 Tabela A2.1 - Dados resultantes da calibração. ....	VII
 Tabela A3.1 - Massa do material particulado dos veículos 1 a 3. ....	IX
Tabela A3.2 - Massa do material particulado dos veículos 4 a 8. ....	X
 Tabela A5.1 - Fatores de emissão, em $\text{g.km}^{-1}$ , dos veículos 1 a 5. ....	XV
Tabela A5.2 - Fatores de emissão, em $\text{g.km}^{-1}$ , dos veículos 6 a 8. ....	XVI
 Tabela A6.1 - Fatores de emissão, em $\text{g.km}^{-1}$ , dos veículos 1 a 5. ....	XVII
Tabela A6.2 - Fatores de emissão, em $\text{g.km}^{-1}$ , dos veículos 6 a 8. ....	XVIII
 Tabela A7.1 - Consumo de combustível, em $\text{l.100km}^{-1}$ , para todos os veículos. ....	XIX

## Lista de Figuras

Figura 1.1 - Indicador de ecoeficiência do setor dos transportes.....	5
Figura 1.2 - Evolução do parque automóvel em Portugal desde 2003 até 2011.....	6
Figura 1.3 - Emissão total de EC (em tonC.ano <sup>-1</sup> ) proveniente dos transportes de passageiros e mercadorias (gasolina + <i>diesel</i> ).....	11
Figura 1.4 - Resultados da simulação utilizando o sistema MAR IV para dois cenários distintos de emissões: (a) sem tráfego rodoviário; (b) com tráfego rodoviário.....	14
Figura 1.5 - Descrição das principais etapas para o desenvolvimento dos ciclos de condução. ....	17
Figura 1.6 - Apresentação das diferentes condições e padrões de condução europeus (André, 2004a, b).....	18
Figura 1.7 - Reconstrução do sinal do catalisador a partir do valor obtido no analisador (Joumard <i>et al.</i> , 2006). ....	20
Figura 1.8 - Exemplo duma instalação PEMS num veículo ligeiro de passageiros (Weiss <i>et al.</i> , 2011b). ....	21
Figura 1.9 - Catalisador de oxidação (“duas-vias”) (Wijetilleke & Karunaratne, 1992). ....	29
Figura 1.10 - Catalisador de oxidação-redução (“três-vias”) (Wijetilleke & Karunaratne, 1992). ...	30
Figura 1.11 - Configuração utilizada no sistema pós-tratamento dos gases de exaustão dos veículos a <i>diesel</i> (Lepreux, 2009). ....	30
Figura 1.12 - Esquema representativo dum FPD utilizado nos veículos a <i>diesel</i> (Lepreux, 2009). ...	31
Figura 2.1 - Fotografia do dinamómetro utilizado. ....	35
Figura 2.2 - Descrição técnica do dinamómetro. ....	36
Figura 2.3 - Ciclo de condução ARTEMIS estrada.....	37
Figura 2.4 - Ciclo de condução ARTEMIS urbano. ....	38
Figura 2.5 - Ciclo de condução NCCE.....	39
Figura 2.6 - Termograma característico duma amostra proveniente de um veículo. ....	42
Figura 2.7 – Esquema representativo do sistema termo ótico utilizado. ....	43
Figura 3.1 - Variação da concentração de CO <sub>2</sub> , veículo 1, para os ciclos ARTEMIS.....	47
Figura 3.2 - Variação da concentração de CO, veículo 1, para os ciclos ARTEMIS.....	48
Figura 3.3 - Variação da concentração de CO, veículo 6, para os ciclos ARTEMIS.....	48
Figura 3.4 - Variação da concentração de CO, veículo 1, para o ciclo ARTEMIS urbano com partida a frio. ....	49
Figura 3.5 - Variação da concentração de NO <sub>x</sub> , veículo 6, para o ciclo ARTEMIS estrada. ....	49
Figura 3.6 - Variação da concentração de NO <sub>x</sub> , veículo 1, para o ciclo ARTEMIS estrada. ....	49
Figura 3.7 - Variação da concentração de HC, veículo 1, para os ciclos ARTEMIS. ....	49
Figura 3.8 - Variação da concentração de CO <sub>2</sub> , veículo 7, para os ciclos ARTEMIS.....	50
Figura 3.9 - Variação da concentração de CO, veículo 8, para os ciclos ARTEMIS.....	50
Figura 3.10 – Variação da concentração de CO, veículo 2, para o ciclo ARTEMIS urbano com partida a quente.....	50
Figura 3.11 – Variação da concentração de CO, veículo 2, para o ciclo ARTEMIS estrada. ....	50
Figura 3.12 - Variação da concentração de CO, veículo 7, para o ciclo ARTEMIS urbano com partida a frio. ....	51

Figura 3.13 - Variação da concentração de CO, veículo 3, para o ciclo ARTEMIS urbano. ....	51
Figura 3.14 – Valores instantâneos de emissão do veículo 1. ....	52
Figura 3.15 – Valores instantâneos de emissão do veículo 1 (continuação). ....	53
Figura 3.16 – Valores instantâneos de emissão de NO <sub>x</sub> , para os veículos 4 e 6. ....	54
Figura 3.17 - Valores instantâneos de emissão de HC, para os veículos 4 e 6.....	55
Figura 3.18 - Valores instantâneos de emissão do veículo 7. ....	56
Figura 3.19 - Valores instantâneos de emissão do veículo 7 (continuação). ....	57
Figura 3.20 - Variação da concentração de CO, veículo 2, em função da velocidade utilizando o ciclo ARTEMIS estrada.....	58
Figura 3.21 - Regressão linear dos pares de valores dos FE de CO <sub>2</sub> obtidos para dois condutores. ....	60
Figura 3.22 - Regressão linear dos pares de valores de consumo de combustível para dois condutores. ....	60
Figura 3.23 - Regressão linear dos pares de valores dos FE de NO <sub>x</sub> obtidos para dois condutores. ....	60
Figura 3.24 - Regressão linear dos pares de valores dos FE de CO obtidos para dois condutores.. ....	60
Figura 3.25 - Regressão linear dos pares de valores dos FE de HC obtidos para dois condutores.. ....	60
Figura 3.26 - Fatores de emissão de CO <sub>2</sub> (em g.km <sup>-1</sup> ) obtidos utilizando os ciclos ARTEMIS. ....	61
Figura 3.27 - Fatores de emissão de CO (em g.km <sup>-1</sup> ) obtidos utilizando os ciclos ARTEMIS.....	62
Figura 3.28 - Fatores de emissão de NO <sub>x</sub> (em g.km <sup>-1</sup> ) obtidos utilizando os ciclos ARTEMIS.....	63
Figura 3.29 - Fatores de emissão de hidrocarbonetos totais (em g.km <sup>-1</sup> ) obtidos utilizando os ciclos ARTEMIS. ....	64
Figura 3.30 - Fatores de emissão de CH <sub>4</sub> (em g.km <sup>-1</sup> ) obtidos utilizando os ciclos ARTEMIS.....	65
Figura 3.31 - Fatores de emissão do CT (CT=OC+EC) (em mg.km <sup>-1</sup> ) obtidos utilizando os ciclos ARTEMIS. ....	67
Figura 3.32 - Fatores de emissão de OC (em mg.km <sup>-1</sup> ) obtidos utilizando os ciclos ARTEMIS.....	67
Figura 3.33 - Fatores de emissão de EC (em mg.km <sup>-1</sup> ) obtidos utilizando os ciclos ARTEMIS. ....	68
Figura 3.34 - Valores instantaneos de emissão do CO para um ensaio no qual ocorreu uma regeneração do FPD. ....	74
Figura 3.35 – Valores instantaneos de emissão do CO para ensaios sem regeneração do FPD.....	74
Figura A1.1 - Dinamómetro (ver ponto 4).....	III
Figura A1.2 - Saída dos gases de exaustão do tubo de escape do veículo (ver ponto 5).....	III
Figura A1.3 - Sistema de filtração e secagem do ar ambiente (ver pontos 1 e 2). ....	IV
Figura A1.4 - Sistema AVC (ver pontos 3 e 6).....	IV
Figura A1.5 - Sistema de amostragem para gases não regulamentados (ver ponto 7). ....	V
Figura A1.6 - Analisador para poluentes regulamentados (ver ponto 8).....	V
Figura A1.7 - Sistema de amostragem para sacos de teflon (ver ponto 9).....	VI
Figura A1.8 - Bomba de extração (ver ponto 10).....	VI
Figura A2.1 - Exemplo de calibração do analisador de CO <sub>2</sub> . ....	VII
Figura A2.2 - Representação gráfica da concentração de CO <sub>2</sub> na garrafa em função da concentração de CO <sub>2</sub> no analisador, com a respetiva equação de regressão polinomial de 2º grau. ....	VIII
Figura A4.1 - Valores instantâneos de emissão de monóxido de carbono.....	XI

Figura A4.2 - Valores instantâneos de emissão de óxidos de azoto. ....	XII
Figura A4.3 - Valores instantâneos de emissão de hidrocarbonetos.....	XIII
Figura A8.1 - Fatores de emissão de HC e HCNM (em g.km <sup>-1</sup> ) obtidos utilizando o NCCE. ....	XXI
Figura A8.2 - Fatores de emissão de NO <sub>x</sub> , HC+NO <sub>x</sub> e CO (em g.km <sup>-1</sup> ) obtidos utilizando o NCCE. .	XXI
Figura A8.3 - Fatores de emissão de CO <sub>2</sub> (em g.km <sup>-1</sup> ) obtidos utilizando o NCCE. ....	XXII

## Símbolos e Abreviaturas

AEA	- Agência Europeia do Ambiente
ARTEMIS	- Assessment and Reliability of Transport Emission Models and Inventory Systems
AVC	- Amostrador de Volume Constante
CLRTAP	- Convenção sobre a Poluição Atmosférica Transfronteiriça a Longa Distância
DAO	- Departamento de Ambiente e Ordenamento
DGV	- Digitalisiertes Grazer Verfahren
DOC	- Diesel Oxidation Catalyst
FE	- Fatores de Emissão
FPD	- Filtro de Partículas Diesel
GEE	- Gases com Efeito de Estufa
GEVM	- Grupo de Emissões dos Veículos a Motor
GWP	- Global Warming Potencial
IFSTTAR	- Institut Français des Sciences et Technologies des Transports, de L'Aménagement et des Réseaux
L.D.	- Limite de Detecção
NCCE	- Novo Ciclo de Condução Europeu
SDB	- Sistema de Diagnóstico a Bordo
OMS	- Organização Mundial de Saúde
PMP	- Programa de Medição de Partículas
PEMS	- Sistema de Medição de Emissões Portáteis
PIB	- Produto Interno Bruto
rpm	- Rotações por Minuto
tep	- Toneladas Equivalentes de Petróleo
UE	- União Europeia
UNECE	- Comissão das Nações Unidas para a Europa
URBE	- Source Apportionment of URBan Emissions of Primary Particulate Matter
VLE	- Valores Limite de Emissão
Al	- Alumínio
Ca	- Cálcio
CH <sub>4</sub>	- Metano
CN	- Carbono Negro
CO	- Monóxido de Carbono
CO <sub>2</sub>	- Dióxido de Carbono
COVNM	- Compostos Orgânicos Voláteis não Metano
COVs	- Compostos Orgânicos Voláteis
CN	- Carbono Negro
CP	- Carbono Pirolítico
CT	- Carbono total
Cu	- Cobre
CuO	- Óxido Cúprico
EC	- Carbono Elementar
Fe	- Ferro
H <sub>2</sub> O	- Água
HC	- Hidrocarbonetos
HCNM	- Hidrocarbonetos não Metano
K	- Potássio

<i>Mg</i>	- <i>Magnésio</i>
<i>Mn</i>	- <i>Manganês</i>
<i>N</i>	- <i>Azoto</i>
<i>NH<sub>3</sub></i>	- <i>Amónia</i>
<i>N<sub>2</sub>O</i>	- <i>Óxido Nitroso</i>
<i>NO</i>	- <i>Óxido Nítrico</i>
<i>NO<sub>2</sub></i>	- <i>Dióxido de Azoto</i>
<i>NO<sub>x</sub></i>	- <i>Óxidos de Azoto</i>
<i>NP</i>	- <i>Número de Partículas</i>
<i>O<sub>2</sub></i>	- <i>Oxigénio</i>
<i>O<sub>3</sub></i>	- <i>Ozono</i>
<i>OC</i>	- <i>Carbono orgânico</i>
<i>OH</i>	- <i>Hidroxilo</i>
<i>P</i>	- <i>Fósforo</i>
<i>PAHs</i>	- <i>Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos</i>
<i>Pb</i>	- <i>Chumbo</i>
<i>PM</i>	- <i>Material Particulado</i>
<i>PST</i>	- <i>Partículas Suspensas Totais</i>
<i>S</i>	- <i>Enxofre</i>
<i>Si</i>	- <i>Silício</i>
<i>SO<sub>2</sub></i>	- <i>Dióxido de Enxofre</i>
<i>SO<sub>x</sub></i>	- <i>Óxidos de Enxofre</i>
<i>Ti</i>	- <i>Titânio</i>
<i>Zn</i>	- <i>Zinco</i>
<i>e.g.</i>	- <i>por exemplo (do latim exempli gratia)</i>
<i>et al.</i>	- <i>e outros (do latim et alia)</i>
<i>etc.</i>	- <i>e outras coisas mais (do latim et caetera)</i>
<i>i.e.</i>	- <i>isto é (do latim istud est)</i>





## Preâmbulo

A qualidade do ar é uma componente determinante não só para a saúde e bem-estar das populações, como para o ambiente globalmente. Entre as diferentes fontes de poluentes para a atmosfera, o tráfego rodoviário assume particular destaque, principalmente em áreas urbanas (Putaud *et al.*, 2010; Pey *et al.*, 2009). Os principais poluentes emitidos provêm da evaporação dos diferentes constituintes do combustível (*i.e.* compostos orgânicos voláteis (COVs) (EPA, 2013), erosão dos pavimentos das estradas, desgaste dos pneus e travões (*i.e.* material particulado (PM)) (WHO, 2005a) (*i.e.* emissões de não-exaustão) e dos gases de exaustão (*i.e.* dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), monóxido de carbono (CO), óxidos de azoto (NO<sub>x</sub>), dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>), PM e COVs).

A importância das emissões dos transportes rodoviários na degradação da qualidade do ar urbano na Europa tem aumentado nos últimos anos devido ao rápido crescimento do tráfego nas (grandes) Cidades Europeias (Reche *et al.*, 2011; ETC, 2010; Harrison *et al.*, 2007; Querol *et al.*, 2004). Com vista a evitar, prevenir ou reduzir as emissões atmosféricas provenientes deste setor têm sido formuladas inúmeras políticas e medidas, algumas das quais já aplicadas aos veículos automóveis, como por exemplo, normas de emissões Europeias (*i.e.* normas Euro), alterações na composição e criação de combustíveis alternativos (*e.g.* gás natural, biocombustíveis, *etc.*) e introdução de dispositivos de tratamento dos gases de exaustão dos veículos (*e.g.* catalisadores e filtros de partículas *diesel* (FPD)).

De forma a ser possível caracterizar as emissões do tráfego, em geral, ou o contributo dos diferentes tipos de veículos para a poluição do ar, é necessária informação detalhada das emissões. Estas dependem de muitos fatores, tais como tipo de combustível (*i.e.* gasolina ou gasóleo), cilindrada do motor, condições de condução (*i.e.* velocidade e acelerações impostas nos veículos), inclinações das estradas, tipo de tecnologia implementada e a idade/manutenção do veículo (Colberg *et al.*, 2005).

Tal como sucede no exercício de inventariação de poluentes para a atmosfera de outros setores de atividade, a estimativa das emissões do setor rodoviário tem por base fatores de emissão (FE), que devem ser representativos dessa fonte, assim como a intensidade da atividade poluidora (*e.g.* distâncias percorridas ou consumo de combustível) a que eles se reportam. Os FE podem ser obtidos para veículos individuais, bem como para frotas ou categorias de veículos. Uma vez que a estimativa das emissões atmosféricas é linearmente dependente dos FE, a sua qualidade é, portanto, uma componente chave no desenvolvimento de inventários de emissão.

Para o setor rodoviário tem havido uma larga discussão sobre os modelos de testes a aplicar para a obtenção dos FE representativos dos diversos poluentes fixados por normas de emissão. Inúmeras metodologias têm sido desenvolvidas com o intuito da determinação de FE nas quais se destacam: testes com dinamómetros em que são utilizados ciclos de condução específicos (Fontaras *et al.*, 2011; Bergvall *et al.*, 2009), monitorizações contínuas de veículos em estradas (Weiss *et al.*, 2011b; Achour *et al.* 2011; Ropkins *et al.*, 2007) e medições realizadas em túneis rodoviários (Martins *et al.*, 2006; Colberg *et al.*, 2005; Kristensson *et al.*, 2004; Laschober *et al.*, 2004; Pierson *et al.*, 1996).

Relativamente aos testes com dinamómetros, alguns estudos têm sido realizados para determinar ciclos característicos da condução real para veículos ligeiros, observar padrões de

consumo de combustível e reduzir os impactes das emissões dos transportes na saúde e ambiente (Saleh *et al.*, 2010; Hung *et al.*, 2007). No entanto, estudos relativos às emissões de veículos representativos da frota automóvel Portuguesa utilizando ciclos de condução típicos ainda são escassos; além disso, as abordagens usadas para avaliar o impacto das emissões rodoviárias e eficácia de potenciais medidas mitigadoras na qualidade do ar deparam-se com constrangimentos que advêm de uma incompleta caracterização das emissões, principalmente sobre as dimensões e composição do material particulado. Com o objetivo de colmatar as limitações referidas anteriormente, surgiu o projeto URBE (Source Apportionment of URBan Emissions of Primary Particulate Matter). Este consiste numa estratégia coordenada para obter perfis de emissão das principais fontes urbanas, em particular as que advêm do tráfego rodoviário e da restauração, assim como a construção de bases de dados ambientais de longo termo.

Tendo em consideração o que foi referido anteriormente, a avaliação das características da composição e emissão dos veículos mais frequentes da frota automóvel Portuguesa é de extrema importância para reduzir as incertezas na quantificação das emissões de gases e partículas para a atmosfera provenientes de fontes rodoviárias, avaliar os seus efeitos na qualidade do ar e estudar medidas de mitigação alternativas e eficazes. O objetivo da presente dissertação consiste na caracterização e quantificação de gases e partículas emitidas pelos motores de veículos ligeiros mais comuns em circulação em Portugal (em termos de cilindrada e idade) a partir de ensaios com dinamómetro. A amostra selecionada para este estudo resultou de uma pesquisa a base de dados Nacionais (*e.g.* Seguros Automóveis, Associação Automóvel de Portugal (ACAP), *etc.*) e levantamento dos tipos de veículos mais comuns da frota automóvel Portuguesa de acordo com a norma de emissão, tipo de combustível, cilindrada do veículo, constrangimento orçamental e de tempo. A amostra utilizada no presente estudo inclui:

- Três veículos a gasolina de normas de emissão Europeias Euro 3 até à mais recente em vigor, Euro 5, e com cilindradas inferiores a 1,3 l.
- Cinco veículos a *diesel* de normas de emissão Europeias Euro 3 até à mais recente em vigor, Euro 5, e com cilindradas compreendidas entre 1,3 l e 2,0 l.

Esta dissertação encontra-se dividida em 3 capítulos principais, existindo no final um capítulo 4 onde se apresenta uma síntese das principais conclusões resultantes do presente trabalho.

- No Capítulo 1, *O Estado de Arte*, começa por fazer uma caracterização da frota automóvel em Portugal, através da recolha de dados junto de diversas entidades. A secção seguinte analisa as emissões resultantes e respetivos impactes na saúde e ambiente do setor dos transportes dando especial ênfase aos efeitos da poluição numa escala urbana. De seguida é efetuada uma abordagem às diferentes metodologias usadas para a obtenção de fatores de emissão e sua aplicação à estimativa das emissões provenientes deste setor. Para finalizar apresentam-se FE e algumas medidas implementadas nos últimos anos com vista à redução das emissões dos veículos ligeiros de passageiros.

- No Capítulo 2, *Parte Experimental*, é realizada uma descrição e análise do dinamómetro e ciclos de condução utilizados, das metodologias para as medições dos gases de exaustão e a apresentação das condições das amostragens e dos veículos selecionados para execução deste trabalho. Para além disso, são também apresentados os métodos de cálculo que permitem a obtenção da massa de PM e FE dos gases de exaustão e de material particulado carbonoso.
- No Capítulo 3, *Resultados e Discussão*, primeiramente é efetuada uma análise dos valores instantâneos de emissão dos diversos gases de exaustão obtidos durante os diferentes ensaios com os veículos testados nos diferentes ciclos de condução definidos pelo método ARTEMIS. É analisada a influência dos condutores nas emissões registadas e apresentados os fatores de emissão dos gases de exaustão provenientes dos veículos. Por fim é efetuada uma verificação do cumprimento dos Valores Limite de Emissão (VLE) de acordo com o Novo Ciclo de Condução Europeu (NCCE) e ciclos ARTEMIS.



# 1. Estado de Arte

## 1.1 Setor dos Transportes em Portugal

O setor dos transportes é um componente determinante da Economia Europeia, o qual no seu conjunto representa cerca de 7 % do Produto Interno Bruto (PIB) e mais de 5 % do emprego total na União Europeia (UE) (CE, 2009). De facto, “os transportes são uma componente essencial da nossa vida quotidiana” e, “ao contribuírem para o desenvolvimento e para a integração do mercado interno, suportam indubitavelmente a Economia Europeia” (IMTT, 2009). Pode-se afirmar que estes têm um papel determinante nas empresas, proporcionando o acesso aos mercados, bem como para as populações, garantindo o acesso aos bens e serviços de que carecem no dia-a-dia (IMTT, 2009).

Contudo apesar da importância clara do setor dos transportes verifica-se que em Portugal este é um dos que mais contribui para as emissões de poluentes atmosféricos. Este setor é dos principais emissores de gases com efeito de estufa (GEE), estimando-se que em 2010 tenha representado cerca de 27 % do total de emissões (APA, 2012b). Na Figura 1.1 observa-se a evolução das emissões de substâncias acidificantes, precursoras do ozono e GEE pelo setor dos transportes desde o ano de 1995 até 2011 em Portugal (APA, 2012a).

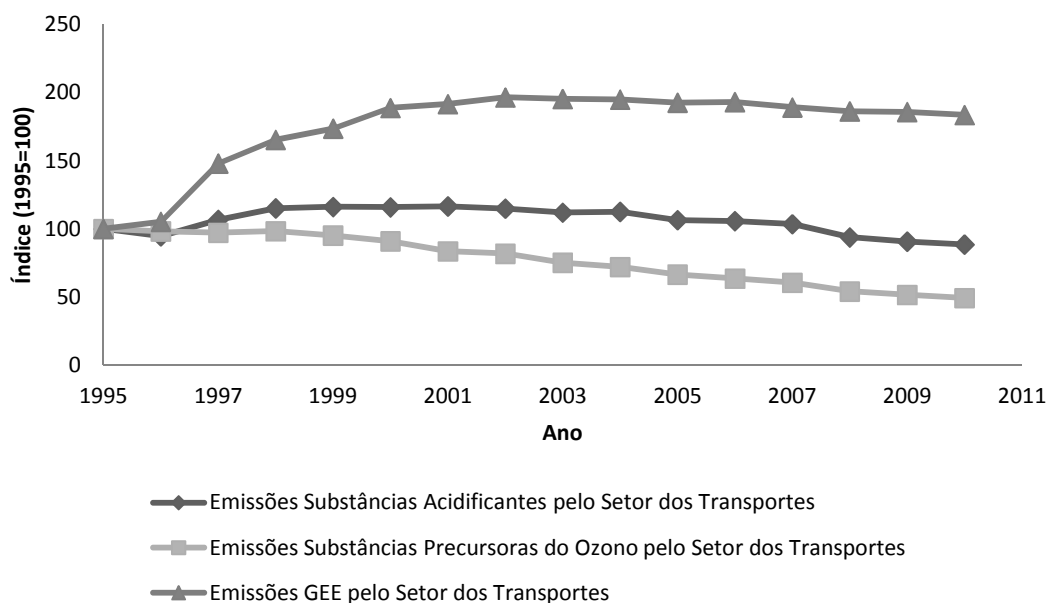
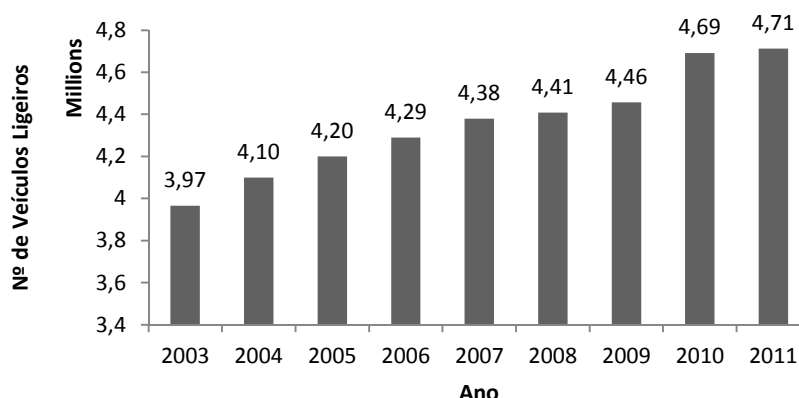


Figura 1.1 - Indicador de ecoeficiência do setor dos transportes.

Em relação à Figura 1.1 é importante referir que o indicador é apresentado através de um índice, em que para cada uma das variáveis se assume um valor de referência igual a 100, corresponde ao ano de 1995, apresentando os anos seguintes valores proporcionais (APA, 2012a). As emissões de GEE pelo setor dos transportes têm vindo a diminuir lentamente desde 2002. Embora a taxa de motorização em Portugal continue a aumentar, a introdução progressiva de novas tecnologias e a reformulação da composição dos combustíveis têm permitido reduzir as emissões de GEE e de outros poluentes como o Dióxido de Azoto ( $\text{NO}_2$ ), COVs, Chumbo (Pb),  $\text{SO}_2$  e

PM. Não obstante, a tendência de decréscimo observada, encontra-se aquém das metas preconizados a nível europeu para o futuro.

Uma vez que, o objetivo primordial da realização desta dissertação consiste na caracterização e quantificação de gases e partículas emitidas pelos motores de veículos ligeiros mais comuns em circulação em Portugal, nesta fase, será dada maior ênfase a este modo de transporte. Dos quatro tipos de modos de transporte, o rodoviário, o marítimo, o aéreo e o ferroviário, o primeiro, em termos absolutos, é o mais poluente. Em Portugal, no ano de 2009, o modo rodoviário foi responsável por cerca de 96 % das emissões de GEE do sector dos transportes (Eurostat, 2011; *apud* IMTT, 2012). A evolução do parque automóvel dos veículos ligeiros de passageiros em Portugal desde 2003 até 2011 é apresentada na Figura 1.2 (IMTT, 2011; EURF, 2011; ANFAC, 2010).



**Figura 1.2 - Evolução do parque automóvel em Portugal desde 2003 até 2011.**

Como se pode constatar, o número de veículos de passageiros em Portugal tem vindo a aumentar desde o ano 2003, registando-se entre 2010 e 2011 um pequeno incremento de apenas 0,43 %, valor este abaixo ao da média observada desde o ano 2003 (2,36 %). De acordo com o Eurobarómetro, o automóvel é o principal modo de transporte utilizado em Portugal, em 2010, apresentando uma taxa de utilização igual à média da UE27 (52,9 %) (CE, 2010).

Portanto, o crescimento económico em Portugal, associado ao desenvolvimento das infraestruturas de transporte, são fatores que têm vindo a contribuir para a concentração de pessoas, empresas, instituições, serviços e outros agentes nas zonas urbanas. No ano 2011, apesar de se ter verificado um ligeiro aumento do número de veículos (Figura 1.2), o consumo de combustíveis no transporte rodoviário sofreu um decréscimo de 6,6 % em termos de toneladas equivalentes de petróleo (tep) e, como consequência levou a uma diminuição das distâncias percorridas.

O parque automóvel em Portugal está envelhecido com mais de 55 % dos veículos ligeiros de passageiros a apresentarem uma idade superior a 10 anos (IMTT, 2011). Face à conjuntura económica esta situação tenderá a agravar-se no futuro próximo.

## **1.2 Emissões dos Transportes Rodoviários**

As emissões dos transportes rodoviários são uma fonte importante e muitas vezes dominante da poluição do ar com impactes diretos e indiretos negativos em particular para a

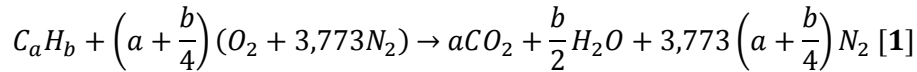
saúde humana (Journard *et al.*, 2007) e ambiente. Estudos da Organização Mundial de Saúde (OMS) mostraram que o excesso de CO não é tipicamente tão elevado quanto o de partículas pequenas, em especial nos países em que o consumo de gasolina é relativamente baixo em comparação com o gasóleo. Relativamente ao SO<sub>2</sub>, níveis significativamente elevados deste poluente no ambiente provêm da combustão de carvão, muito mais do que do setor dos transportes. A entrada em vigor da regulamentação do teor de enxofre nos combustíveis, contribuiu para uma diminuição significativa das emissões SO<sub>2</sub> provenientes do tráfego rodoviário. Já as concentrações de NO<sub>2</sub> no ambiente são muitas vezes abaixo das orientações da OMS, contudo estão a aumentar, tal como o ozono (O<sub>3</sub>) (Gwilliam *et al.*, 2004), sendo que a principal contribuição deriva do setor dos transportes.

Como já foi referido, os principais poluentes emitidos para a atmosfera pelos transportes rodoviários provêm da evaporação dos diferentes constituintes do combustível (*i.e.* COVs) (EPA, 2013), erosão dos pavimentos pelo tráfego rodoviário, desgaste dos pneus e travões (*i.e.* PM) (WHO, 2005a) (*i.e.* emissões de não-exaustão) e dos gases de exaustão (*i.e.* CO<sub>2</sub>, CO, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, PM e COVs).

As emissões evaporativas podem ocorrer devido às variações diárias da temperatura ambiente que resultam na expansão de vapor do combustível dentro do depósito e na contração nas noites em que as temperaturas são baixas. Uma outra situação que provoca estas emissões acontece quando o motor quente é desligado, o que faz com que ocorra um aumento da temperatura do combustível e consequente emissão. Nas emissões evaporativas devem ser consideradas também as perdas durante o funcionamento do veículo que são resultado do vapor gerado no depósito durante a operação. A estas acrescem ainda as emissões evaporativas aquando do abastecimento das viaturas. Contudo, é importante realçar que os veículos mais recentes são capazes de controlar estas emissões em cerca de 90 % (EMEP / CORINAIR, 2006) em comparação com os veículos mais antigos (Uherek *et al.*, 2010).

As emissões de partículas pelo tráfego rodoviário podem ser divididas em duas grandes categorias: partículas primárias, quando são emitidas diretamente a partir dos tubos de escape e abrasão mecânica; e partículas secundárias, quando formadas na atmosfera por conversão gás-partícula. As partículas resultantes das emissões dos gases de exaustão (primárias ou secundárias) são predominantemente partículas finas (Wehner *et al.*, 2002); partículas resultantes da erosão dos pavimentos pelo tráfego rodoviário, desgaste dos pneus e travões são principalmente partículas grosseiras (Hjortenkrans *et al.*, 2006; Salim Akhter & Madany, 1993). As PM depositadas na superfície das estradas podem ser provenientes de várias fontes tais como, partículas de carbono das emissões dos gases de exaustão e desgaste dos travões, partículas metálicas do desgaste do sistema de travões/discos/rotor, e partículas minerais da abrasão do asfalto das estradas e de outras fontes naturais e antropogénicas. Em ambientes urbanos as emissões de não-exaustão representam atualmente uma fonte de PM comparável, ou até maior que, as emissões de partículas provenientes dos gases de exaustão (Amato *et al.*, 2009; Kousoulidou *et al.*, 2008; Kristensson *et al.*, 2004; Abu-Allaban *et al.*, 2003; Jaeger-Voirol & Pelt, 2000).

Já as emissões dos gases de exaustão são sobretudo influenciadas pela relação entre a composição dos combustíveis utilizados e a quantidade de ar presente e consequente eficiência da combustão. A equação geral que caracteriza esta relação é:



A equação 1 define, portanto, a proporção estequiométrica de combustível e ar no qual é possível a ocorrência duma combustão completa. Contudo, na prática esta situação não é observável. Na verdade usualmente observa-se a presença duma mistura rica em ar:

$$1 > \frac{\left(\frac{F}{A}\right)}{\left(\frac{F}{A}\right)_{Est.}} = \emptyset = \left(a + \frac{b}{4}\right) \frac{C_{C_a C_b}}{C_{O_2}} \rightarrow \text{Outros Produtos} \quad [2]$$

onde,

$$\frac{F}{A} = \frac{\text{massa}_{Combustível}}{\text{massa}_{ar}} \quad [3]$$

Em resultado desta mistura rica em ar, os transportes rodoviários para além de emitirem os poluentes que resultam duma combustão completa do combustível (*i.e.* CO<sub>2</sub> e água (H<sub>2</sub>O)), emitem CO, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, COVs e PM devido à queima incompleta (Heywood, 1988).

### 1.2.1 Dióxido de Carbono

O dióxido de carbono é um produto incolor e inodoro (EPA, 2009). É o gás que apresenta menor potencial de aquecimento global (*i.e.* GWP - *Global Warming Potencial*), sendo por isso as suas elevadas concentrações na atmosfera que lhe conferem o estatuto de principal GEE. Apesar do CO<sub>2</sub> poder ter origem em atividades naturais, atualmente o aumento dos níveis deste composto na atmosfera (IPCC, 2007) tem como principal fonte as atividades antropogénicas (IPCC, 2001), representando cerca de 50 % das emissões totais (UNFCCC, 2007), nas quais se destacam, a queima de combustíveis fósseis, queima de biomassa e alguns processos que não produzem energia (*e.g.* a produção de cimento) (EPA, 2012). Como pode ser observado na equação 1, o dióxido de carbono forma-se quando o carbono presente no combustível é completamente queimado (combustão completa) (Hainsworth *et al.*, 1996).

### 1.2.2 Outros Gases de Exaustão

Além do dióxido de carbono, os transportes rodoviários emitem outros gases de exaustão que resultam de combustões incompletas dos combustíveis fósseis devido às altas temperaturas e misturas ricas em ar durante o processo de combustão (EPA, 2012; EPA, 2013; EPA, 2008), tal como é assinalado na equação 2.

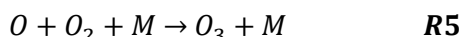
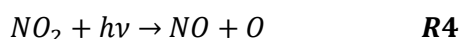
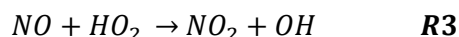
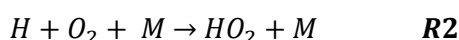
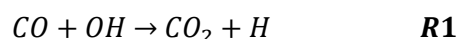
Os óxidos de azoto designam a soma de óxido nítrico (NO), NO<sub>2</sub>, e de outros óxidos de azoto (EPA, 2003a). São gases altamente reativos que contêm azoto e oxigénio, em quantidades variadas, muitos deles incolores e inodoros (EPA, 2013). Devido ao seu tempo de vida relativamente curto, o transporte a longas distâncias está limitado (Uherek *et al.*, 2010). Contudo, produtos da sua oxidação podem funcionar como espécies reservatório e repô-los no ciclo fotoquímico, representando uma fonte adicional de NO<sub>x</sub> em regiões onde as suas emissões



possam ser baixas (Seinfeld & Pandis, 2006). Desempenham um papel importante na formação de ozono na atmosfera por meio de uma série complexa de reações com os COVs (EPA, 2003a).

Os COVs representam uma importante classe de poluentes atmosféricos presentes frequentemente na baixa atmosfera. Existem várias centenas de compostos que pertencem a esta categoria (onde se incluem os alcanos, alcenos, aromáticos, aldeídos, cetonas, *etc.*), sendo os principais os hidrocarbonetos (HC) e o metano (CH<sub>4</sub>). Este grupo de compostos, juntamente com o NO<sub>x</sub>, desempenha um papel determinante na produção de ozono à superfície. O metano apresenta um tempo de vida na atmosfera elevado, aproximadamente 12 anos, com um potencial de GEE 21 vezes mais eficaz na retenção de calor na atmosfera do que o CO<sub>2</sub>, tornando-o num dos compostos a contemplar para efeitos de mitigação de GEE (EPA, 2013). Outros COVs que se destacam neste grupo pela elevada toxicidade para a saúde incluem o benzeno e derivados poliaromáticos. De modo a evitar, prevenir e reduzir as emissões de benzeno para a atmosfera a composição da gasolina está regulamentada nos países europeus, impondo um teor máximo para este composto (CONCAWE, 1997; UE, 2003) (Tabela 1.2).

O monóxido de carbono é um gás incolor e inodoro (EPA, 2008) com um tempo de vida de cerca de 2 meses, podendo ser transportado por longas distâncias (Uherek *et al.*, 2010). À escala global o CO é a espécie química que mais consome o radical OH (hidroxilo), estando por isso estritamente ligado ao ciclo de produção de ozono (O<sub>3</sub>) na troposfera, como se mostra pelas seguintes reações (Uherek *et al.*, 2010):



O dióxido de enxofre faz parte dum grupo de gases altamente reativos conhecidos como “óxidos de enxofre” (SO<sub>x</sub>) (EPA, 2013). Trata-se dum gás incolor, com odor pungente e desagradável, que facilmente se dissolve na água presente na atmosfera, formando ácido sulfuroso e sulfúrico que, por deposição seca ou húmida, origina as chuvas ácidas. Apesar do tráfego rodoviário continuar a ser uma das principais fontes antropogénicas deste poluente, verificou-se uma diminuição significativa destas emissões desde 1995, com a introdução de restrições aos teores de enxofre nos combustíveis (Uherek *et al.*, 2010) (Tabelas 1.1 e 1.2).

### 1.2.3 Material Particulado

O material particulado é o termo utilizado para uma mistura de pequenas partículas sólidas ou gotículas líquidas em suspensão no ar. As partículas maiores são visíveis como fumo ou poeira, outras são tão pequenas que só podem ser detetadas com um microscópio eletrónico (EPA, 2003a). Geralmente nos inventários são calculadas as emissões de PM<sub>10</sub> (Uherek *et al.*, 2010) e incluem apenas as partículas primárias. Uma vez que estas contêm uma grande porção de partículas de maior dimensão para seguir com os fluxos de ar, tendem a ser removidas facilmente,

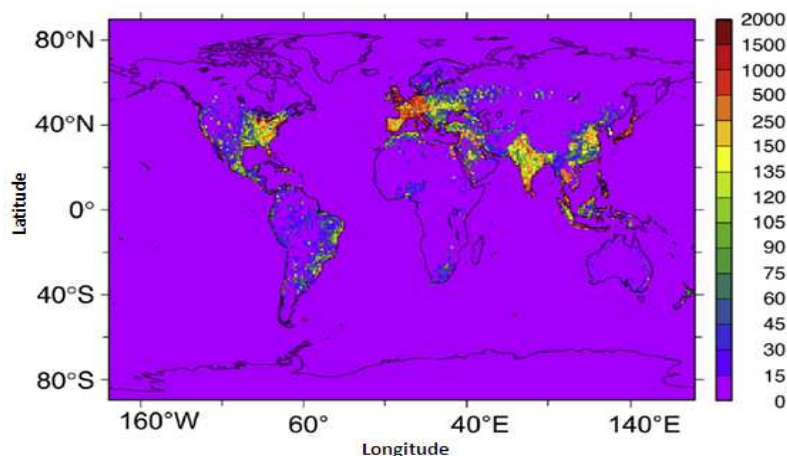
apresentando um impacto espacial limitado (depositam-se nas proximidades das fontes de emissão) e tempos de vida reduzidos (EPA, 2003a).

Contudo, as emissões resultantes de processos de combustão, onde se incluem as emissões rodoviárias, são dominadas por partículas finas, menores do que 1  $\mu\text{m}$  (Houck *et al.*, 1989; 1990; *apud* Watson *et al.*, 2010; Ahuja *et al.*, 1989). Por exemplo, a título indicativo, Bond *et al.* (2004) assumem que mais de 85 % de todo o material particulado proveniente dos gases de escape dos transportes rodoviários é constituída pela fração  $\text{PM}_{10}$ .

Várias evidências sugerem que, em termos de impacto na saúde, as partículas finas e ultrafinas ( $\text{PM}_{2.5}$ ,  $\text{PM}_{10}$  e  $<\text{PM}_{10}$ ) são de facto mais relevantes (Uherek *et al.*, 2010). Estas frações são formadas principalmente por partículas secundárias ou por processos de combustão (WHO, 2005a). Ao contrário das grosseiras, as partículas finas, devido ao seu tamanho reduzido, apresentam tempos de vida mais longos e são transportadas a longas distâncias, especialmente em circunstâncias extremas (*e.g.* tempestades de poeiras) (EPA, 2003a). No entanto, fatores de emissão confiáveis para estas frações do material particulado ainda não estão disponíveis para as diferentes tecnologias de veículos e regiões do mundo.

As partículas finas e ultrafinas são constituídas sobretudo por material carbonoso ou carbono total (CT) (Afonso *et al.*, 2004), podendo representar até 50 % da massa particulada destas, nas áreas urbanas (Gelencsér, 2004; Nunes & Pio, 1993). Esta fração do aerossol é classificada frequentemente em três componentes principais, denominados carbono elementar (EC), carbono orgânico (OC) (Pio *et al.*, 1994) e uma pequena fração de materiais inorgânicos, constituída essencialmente por carbonatos (CC) (*i.e.*  $\text{CT} = \text{EC} + \text{OC} + \text{CC}$ ) (Li *et al.*, 2008). O EC pode também ser referido por Carbono Negro (CN), carbono refratário, carbono grafítico ou carbono não extraível, dependendo da técnica de análise que é utilizada para a sua quantificação (Castro, 1997; Petzold & Niessner, 1995). Os termos que usualmente são empregues para a definição desta fração são EC e CN. O primeiro encontra-se geralmente associado a métodos de análise térmicos, enquanto o segundo é utilizado aquando da utilização dum método ótico para a sua quantificação (Almeida, 2009). Uma vez que, neste trabalho será utilizado um sistema de análise termo-ótico (Secção 2.6), ao longo do texto adota-se o termo EC sempre que se refere a esta fração do material carbonoso.

Devido às suas importantes propriedades óticas e ao facto deste ser um importante traçador de emissões de combustões, o EC é considerado a fração com maior relevo do material carbonoso (Castro, 1997) e não é volátil nas condições ambientais (Afonso *et al.*, 2004). Estudos realizados sugerem que o EC pode ser o segundo componente mais importante para o aquecimento global no planeta (Jacobson, 2001). Devido ao seu tempo de residência na atmosfera de cerca de 1 semana, o EC pode ser transportado a longas distâncias das suas fontes emissoras (Khan *et al.*, 2006; Koch & Hansen, 2005). A emissão total de EC (em  $\text{tonC.ano}^{-1}$ ) proveniente dos transportes de passageiros e de mercadorias (gasolina + *diesel*) é apresentada na Figura 1.3 (Borken *et al.*, 2007).



**Figura 1.3 - Emissão total de EC (em tonC.ano<sup>-1</sup>) proveniente dos transportes de passageiros e mercadorias (gasolina + diesel).**

As principais emissões de EC ocorrem na Europa Ocidental, no Nordeste dos Estados Unidos e na Ásia, em particular na Índia, China e restante Ásia Oriental, *i.e.*, nas regiões mais industrializadas (Figura 1.3). As emissões de EC são motivo de grande preocupação por causa dos impactos negativos sobre a saúde humana. O reduzido tamanho desta fração ( $< 1 \mu\text{m}$ ) faz com que penetre nos alvéolos pulmonares, provocando doenças respiratórias e mortes prematuras devido aos impactos cardiovasculares (Song *et al.*, 2009; Schwartz *et al.*, 2008; WHO, 2006; *apud* Song *et al.*, 2012; Pope *et al.*, 1995; Dockery *et al.*, 1993).

A matéria orgânica particulada é uma mistura complexa de muitas classes de componentes orgânicos, onde se incluem moléculas de hidrocarbonetos alifáticos, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs), aldeídos, cetonas, álcoois, ácidos carboxílicos e compostos complexos envolvendo poliálcoois, sulfuretos e nitratos orgânicos (Alves *et al.*, 2001). O OC, ao contrário do EC, absorve pouco na região do visível e é normalmente incolor (Afonso *et al.*, 2004). A sua quantificação é de extrema importância devido a apresentar na sua composição elementos potencialmente perigosos para a saúde humana (*e.g.* PAHs) (Seinfeld & Pandis, 2006). O OC é particularmente eficiente na dispersão da radiação solar, afetando o balanço climático terrestre e a visibilidade (Malm & Day, 2000; Molnár *et al.*, 1999).

A quantidade de material orgânico, em comparação com EC produzido, depende do tipo de material queimado e da temperatura de combustão (Cachier *et al.*, 1989). Importa referir que as contribuições relativas das fontes primárias ou secundárias de OC variam com o local das emissões, bem como com as condições meteorológicas e atmosféricas da área. O OC pode ficar limitado à região geográfica onde ocorreram as emissões ou então ser transportado a longas distâncias (Jacobson *et al.*, 2000).

Em geral, as emissões de PM para os veículos a gasolina são cerca de duas ordens de magnitude inferiores, quando comparadas com os *diesel* (Bond *et al.*, 2004; EPA, 2003b). As emissões de EC atribuídas ao transporte rodoviário representam cerca de 9 % das emissões totais de PM, sendo 98,7 e 1,3 % provenientes dos veículos a *diesel* e gasolina, respetivamente (Uherek *et al.*, 2010). Em geral, verifica-se para velocidades mais reduzidas um aumento da fração de OC, enquanto os valores mais altos de EC são observados para velocidades mais elevadas dos veículos (Lim *et al.*, 2008; Sharma *et al.*, 2005; Cocker *et al.*, 2004). Observa-se também que a idade do

motor influência as razões de OC/EC, constatando-se que os valores de EC são maiores para motores com maior tempo de utilização, *i.e.*, mais “velhos” (Shah *et al.*, 2004). Por último, verifica-se que a implementação de FPD reduz significativamente a fração de EC. Contudo, o FPD não tem qualquer efeito sobre o OC (Geller *et al.*, 2006), sendo este último efetivamente reduzido através da utilização de catalisadores (Biswas *et al.*, 2009).

#### 1.2.4 Impactes das Emissões dos Transportes Rodoviários

A qualidade do ar verificada na maioria das cidades Europeias nem sempre satisfaz os valores limite estabelecidos pelos regulamentos, provocando elevados impactes negativos na saúde e bem-estar humano. Esta situação é criada sobretudo pelas emissões provenientes dos transportes rodoviários (Uherek *et al.*, 2010; Querol *et al.*, 2007; Maykut *et al.*, 2003). Nas próximas décadas é bastante provável que este setor se mantenha como um dos grandes contribuidores de poluição do ar, especialmente neste tipo de ambientes (EC, 2011).

De acordo com estimativas da OMS, quase um milhão de mortes prematuras a cada ano são causadas devido à poluição do ar urbano, sendo que mais de metade acontece nos países em desenvolvimento (WHO, 2005b). Isto ocorre uma vez que, os efeitos adversos da poluição do ar, muitas vezes recaem de forma desproporcional sobre a população mais carenciada, agravando os impactes de outros problemas ambientais, tais como a falta de água potável e saneamento (Gwilliam *et al.*, 2004).

Os efeitos da poluição relacionada com os transportes rodoviários podem ser classificados em escala local, regional ou global: “local” em matéria de qualidade do ar urbana e os impactes na saúde devido às partículas e gases tóxicos com tempos de vida curtos, “regional” referentes às deposições ácidas e ozono troposférico (Faiz, 1993) e global quando direta e/ou indiretamente afetam o balanço radiativo e o clima.

Nos últimos anos tem-se verificado um crescente aumento das zonas urbanizadas e do número de veículos em circulação, sendo estimado que mais de metade da população habita nestes locais. Segundo a Agência Europeia do Ambiente (AEA), cerca de 9 % da população da UE-25 vive a cerca de 200 metros duma estrada que regista a circulação de mais de três milhões de veículos por ano, e 25 % vive a 500 metros (EEA, 2007).

Em ambientes urbanos a distribuição de tamanho do material particulado apresenta grandes variações na forma e magnitude consoante o tráfego rodoviário e as condições meteorológicas. As partículas provenientes deste setor podem conter diversos elementos, tais como alumínio (Al), magnésio (Mg), silício (Si), fósforo (P), enxofre (S), potássio (K), cálcio (Ca), titânio (Ti), manganês (Mn), ferro (Fe), cobre (Cu), zinco (Zn), chumbo (Pb) e outros metais pesados (Wrobel *et al.*, 2000). Entre todos os poluentes atmosféricos, excluindo as dioxinas, pensa-se que os efeitos mais nefastos sobre a saúde sejam atribuíveis sobretudo às PM (Uherek *et al.*, 2010). Como já foi referido na Secção 1.2.3, as PM<sub>2,5</sub> são uma das frações mais prejudiciais para a saúde humana, pois podem penetrar profundamente nos pulmões (EPA, 2013), provocando uma diminuição da função pulmonar, doenças respiratórias ou até mesmo a morte prematura (EPA, 2003a).

As espécies gasosas são frequentemente monitorizadas em redes de qualidade do ar, tendo sido possível observar que, por exemplo, para o caso do CO e NO<sub>x</sub>, a distribuição espacial e temporal segue as tendências de tráfego verificadas na zona, *i.e.*, quanto maior for o número de

veículos em circulação mais elevadas são as concentrações observadas destes dois poluentes nas estações de monitorização (Uherek *et al.*, 2010). Pfeffer (1994) e Perrino *et al.* (2002) demonstraram que as concentrações médias destes gases nos cruzamentos mais movimentados são consideravelmente mais elevadas do que nas áreas que não são diretamente afetadas pelas emissões dos veículos. Em termos de saúde, estudos epidemiológicos demonstraram evidências claras de que a exposição a longo prazo a concentrações significativas de NO<sub>2</sub> pode diminuir a função pulmonar e aumentar o risco de sintomas respiratórios (WHO, 2003). As exposições a curto prazo (*i.e.* menos de 3 horas), a concentrações elevadas deste poluente pode provocar tosse, alterações na capacidade de resposta das vias aéreas e da função pulmonar em indivíduos com doenças respiratórias pré-existentes, bem como o aumento de doenças respiratórias em crianças com idades compreendidas entre os 5 e 12 anos (EPA, 2003a). Relativamente aos efeitos na saúde do CO, este ao entrar na corrente sanguínea através dos pulmões pode reduzir o acesso ao oxigénio por parte dos órgãos e tecidos do corpo humano. Níveis elevados deste poluente podem conduzir a problemas de visão, redução da capacidade de trabalho e dificuldade em realizar tarefas complexas; contudo, estes sintomas são mais graves para aqueles que sofrem de doenças cardíacas (insuficiência cardíaca, artérias obstruídas, *etc.*) (EPA, 2008).

Nas áreas urbanas, os transportes rodoviários representam também uma das principais fontes de emissão de COVs, devido aos motores serem alimentados com combustíveis que apresentam este grupo de compostos na sua composição. Nestas zonas, a interação e reação dos COVs na baixa troposfera são importantes nos episódios de poluição fotoquímica (Parra *et al.*, 2004). Os compostos orgânicos voláteis têm uma grande relevância sobre o ponto de vista ambiental e de saúde pública, devido ao seu contributo, juntamente com os óxidos de azoto, como precursores na formação de O<sub>3</sub> e oxidantes orgânicos (Burnett *et al.*, 1994).

Em Borrego *et al.* (2000), através da aplicação dum modelo de estimativa de emissões, MAR IV, foi possível observar a influência do tráfego rodoviário nas concentrações de ozono na cidade de Lisboa. Para tal, foram definidos dois cenários: o cenário a) que considera emissões totais, sem ter em conta as provenientes do tráfego rodoviário, e um cenário b) que inclui emissões do tráfego rodoviário. Neste estudo, a análise dos resultados das simulações das emissões foi realizada através da comparação do número de quadrículas expostas a concentrações de ozono acima dos 180 µg.m<sup>-3</sup> (limite de aviso da Diretiva 92/72/CEE) e 360 µg.m<sup>-3</sup> (limiar de alerta da Diretiva 92/72/CEE). A comparação entre resultados dos dois cenários indica que os valores máximos da concentração de ozono na cidade de Lisboa podem duplicar devido à influência do tráfego rodoviário. Verifica-se também que no cenário a) não ocorrem concentrações superiores ao limiar de alerta, ao contrário do verificado no cenário b), para o qual se observam algumas excedências (Borrego *et al.*, 2000) (Figura 1.4). Esta situação pode levar a que adultos saudáveis ou asmáticos sofram reduções significativas na função pulmonar, assim como provocar inflamações das vias respiratórias (Krzyzanowski *et al.*, 2005). Um outro aspeto relevante da análise da Figura 1.4 refere-se ao facto de no cenário b) se verificar um grande aumento das concentrações de ozono nas regiões circundantes à área urbana de Lisboa que pode ser explicado pelo efeito da brisa marítima no transporte da pluma urbana para o interior Sul (Borrego *et al.*, 2000).

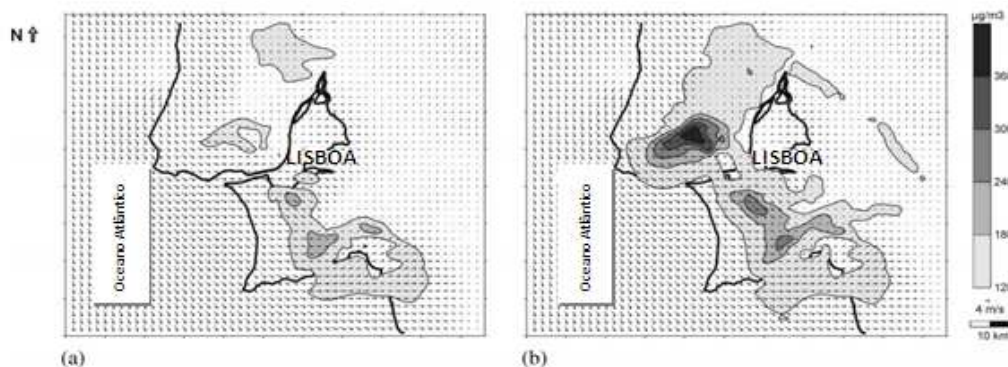


Figura 1.4 - Resultados da simulação utilizando o sistema MAR IV para dois cenários distintos de emissões: (a) sem tráfego rodoviário; (b) com tráfego rodoviário.

### 1.3. Determinação de Fatores de Emissão

Como foi referido na Secção 1.2.4, o setor dos transportes rodoviários é uma das fontes emissoras mais importantes nas zonas urbanas, provocando a degradação da qualidade do ar nestes ambientes e consequente aumento do risco para a saúde e ambiente. Por estas razões, inúmeros esforços têm sido dirigidos para reduzir as emissões provenientes do setor dos transportes. Para tal, foram criadas novas motorizações e melhorias tecnológicas nos veículos, refinamentos nos combustíveis utilizados, otimização da gestão do tráfego e implementação de normas de emissão mais rígidas (EC, 2011).

A fim de avaliar o estado atual e futuro das emissões do setor dos transportes rodoviários e a possibilidade de aplicação de diferentes políticas para redução destas emissões, é fundamental ter um conhecimento das fontes e causas da poluição, da tecnologia e ainda do potencial das diferentes estratégias para redução das emissões deste setor (Journard *et al.*, 2007). Contudo, estas medidas envolvem muitas vezes custos económicos e sociais e, portanto, a sua aplicação deve ser apoiada por simulações baseadas em métodos e estimativas com níveis de incerteza baixos (Lumbreras *et al.*, 2008). Tal facto implica a necessidade de criar inventários de emissão fiáveis que descrevam numa forma correta estas fontes de emissão (Borge *et al.*, 2012). A qualidade dos FE é, portanto, uma componente chave no desenvolvimento de inventários de emissão (Kousoulidou *et al.*, 2010). Estes prevêm a quantidade de poluente emitido por distância percorrida ou quantidade de combustível utilizado. Os FE são geralmente obtidos por categorias de veículos (mas também existem para veículos individuais ou até mesmo para frotas inteiras), dependendo de inúmeros parâmetros, tais como características dos veículos, presença de tecnologias de controlo de emissão (*e.g.* catalisador, FPD), especificações do combustível utilizado, condições ambientais e de operação (arranques a frio, acelerações, *etc.*) (Franco *et al.*, 2013).

Para a obtenção de fatores de emissão dos transportes rodoviários geralmente são utilizados três métodos: (1) testes com dinamómetro; (2) monitorização contínua de veículos em estradas (*i.e.* a bordo); (3) medições realizadas em túneis rodoviários (Kristensson *et al.*, 2004).

Nas Secções seguintes será efetuada uma breve descrição dos diferentes métodos para a determinação de FE dando especial ênfase ao modelo ARTEMIS uma vez que, foi esta a

metodologia utilizada neste trabalho para a determinação dos FE dos motores de veículos ligeiros mais comuns em circulação em Portugal.

### 1.3.1 Testes com Dinamómetro

Os métodos utilizados para avaliar as emissões dos poluentes provenientes do setor dos transportes rodoviários baseiam-se principalmente no conhecimento das emissões específicas dos veículos. Geralmente, estas emissões são obtidas num dinamómetro através da utilização de ciclos de condução ou curvas de velocidade vs tempo. Portanto, a representatividade dos ciclos utilizados, a sua qualidade descritiva relativamente ao tipo de condução que se verifica no mundo real ou das condições de operação dos veículos são extremamente importantes para uma avaliação e evolução duma forma adequada dos poluentes emitidos a partir deste setor, em especial com as tecnologias ou combustíveis recentemente desenvolvidos, a implementação de novas normas de emissão, ou simplesmente em função das alterações observadas nas viagens efetuadas pelos veículos (André, 2004b).

No passado, inúmeros estudos foram efetuados para caracterizar as condições de tráfego observadas nos veículos ligeiros de passageiros com o intuito de desenvolver ciclos de condução representativos destas condições. Contudo, a grande maioria dos laboratórios onde se efetuavam as medições das emissões provenientes deste setor, desenvolveram os seus próprios ciclos de condução, tornando difícil de correlacionar os vários ciclos e as correspondentes emissões dos poluentes (Joumard *et al.*, 2000).

Com objetivo de colmatar esta falha surgiu o projeto Europeu ARTEMIS (*Assessment and Reliability of Transport Emission Models and Inventory Systems*) destinado a definir um método Europeu e as respetivas ferramentas para avaliar as emissões dos poluentes provenientes do setor dos transportes (André *et al.*, 2006). Os objetivos principais deste projeto foram (André, 2004b):

- Obter um conjunto de ciclos de condução característicos para serem utilizados no âmbito do projeto Europeu ARTEMIS mas também em campanhas nacionais de medições de emissão de poluentes, com o intuito de garantir a compatibilidade e integração de todos os dados obtidos nos sistemas europeus de inventariação de emissões;
- Desenvolver ciclos para as condições de condução através da utilização de princípios de análise mais adequados;
- Garantir e validar a representatividade das bases de dados e dos ciclos de condução através da comparação e tendo em conta dados complementares (registo Suíço e Italiano de condições de condução);
- Incluir nos três ciclos (urbano, rural e autoestrada) a diversidade das condições de condução observadas, dentro dos subciclos, permitindo uma desagregação das emissões de acordo com as condições específicas (*i.e.* congestionamento, fluxo livre, *etc.*);
- Considerar no procedimento de medição de emissões as condições iniciais do veículo (*e.g.* partida com o motor a frio ou a quente) e as relações de transmissão.

### 1.3.1.1 Metodologia

#### 1.3.1.1.1 Poluentes Analisados

No modelo ARTEMIS são quantificadas as emissões de CO<sub>2</sub>, CO, NO<sub>x</sub>, HC, PM e ainda o consumo de combustível durante os ciclos de condução utilizados. Estas medições são efetuadas por técnicas analíticas usuais (medição de CO e CO<sub>2</sub> por radiação infravermelha não dispersiva, NO<sub>x</sub> por luminescência química, HC por detecção de ionização de chama e PM por determinação gravimétrica da massa filtrada). O consumo de combustível é obtido através dum método do balanço de carbono descrito em Joumard *et al.* (2006).

#### 1.3.1.1.2 Parâmetros da Precisão das Medições

As determinações dos FE dos veículos ligeiros de passageiros são realizadas em inúmeros laboratórios europeus. Com o objetivo de ser possível comparar os resultados obtidos nos diferentes locais onde são realizadas estas medições, quatro tipos de parâmetros de condições de medição são estudados:

- *Padrões de condução*: para estudar e avaliar os efeitos das condições de condução na emissão dos poluentes, são realizados testes para comparar as emissões reais com as obtidas nos ciclos de condução utilizados em termos de cinemática, representatividade do comportamento da condução real, os níveis de emissão, a influência da inclinação das estradas, a carga do veículo e as trocas de transmissão. Por fim, deve ser analisado o desempenho do condutor num ambiente de condução real de forma a minimizar o erro adicional na estimativa dos FE.
- *Parâmetros relacionados com o veículo*: relativamente às emissões absolutas (g.km<sup>-1</sup>) os novos veículos (em conformidade com as normas de emissão mais rigorosas) obtêm resultados de emissão de poluentes mais baixos quando comparados com os veículos mais antigos (com normas de emissão menos exigentes). Como os sistemas de controlo de emissões para os novos veículos têm de ser extremamente eficientes, estes tendem a ser muito sensíveis a influências externas (*e.g.* características do combustível utilizado). Assim, é necessário identificar e quantificar a influência das características do combustível utilizado, manutenção, idade e quilometragem do veículo e ainda o desempenho dos sistemas de controlo de emissões em diferentes condições de condução e a longo prazo.
- *Método de amostragem do veículo*: Basicamente, um inquérito é realizado para conhecer com precisão e comparar os diferentes métodos de amostragem utilizados pelos diferentes laboratórios.
- *Parâmetros relacionados com as condições dos laboratórios*: As condições ambientais (*e.g.* temperatura, humidade e pressão atmosférica) têm influência nas condições de operação dos motores bem como na medição das emissões. Ou seja, esta situação pode levar a uma fonte de incoerência e fornecer uma estimativa variável entre medições representativas de emissões realizadas em laboratórios, em momentos e condições ambientais diferentes. Além das condições ambientais, os parâmetros relacionados com o sistema de medição das emissões, *i.e.*, o “hardware” utilizado durante o procedimento é tido em consideração: configuração do

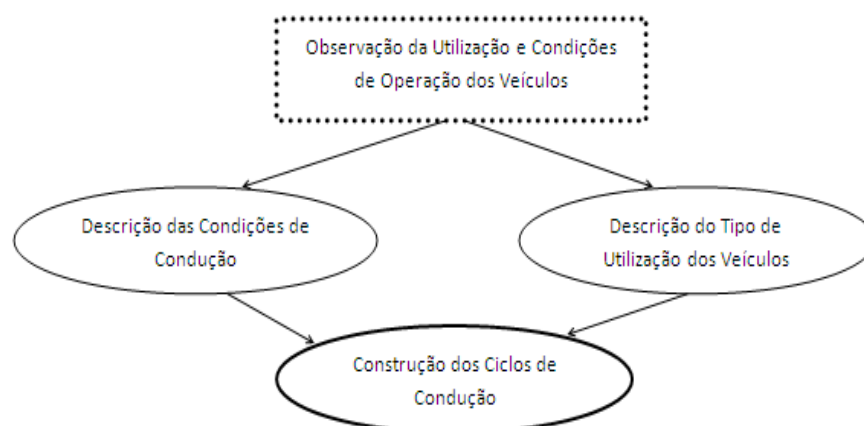


dinamómetro, razões de diluição, temperatura da linha de amostragem, pré-condicionamento dos filtros de PM, tempo de resposta, incluindo valores instantâneos vs sacos de teflon e ainda as condições do ar de diluição.

Além do estudo de todos os parâmetros que foram referidos anteriormente, é necessário comparar os resultados obtidos nos diferentes laboratórios através de testes com o dinamómetro utilizando gases de referência ( $\text{CO}_2$ , CO,  $\text{NO}_x$ , HC). Este último procedimento completa a avaliação de exatidão no que diz respeito aos parâmetros relacionados com as condições dos laboratórios (Joumard *et al.*, 2006).

#### 1.3.1.1.3 Ciclos de Condução

Para melhorar a representatividade dos testes efetuados e a comparabilidade entre as medições realizadas por diferentes laboratórios e objetivos, foram desenvolvidos ciclos característicos da condução no mundo real. Os princípios básicos para o desenvolvimento dos ciclos de condução utilizados no modelo ARTEMIS são apresentados na Figura 1.5 (André, 2004b).



**Figura 1.5 - Descrição das principais etapas para o desenvolvimento dos ciclos de condução.**

A primeira etapa consistiu na observação da utilização e das condições operacionais dos veículos em condições de condução reais, através da instrumentação e monitorização duma amostra representativa e relativamente grande de veículos (77 veículos), para a qual foram recolhidos indicadores acerca das velocidades, acelerações, distâncias percorridas, tempos de paragem dos veículos, *etc.* A etapa relativa à “Descrição das Condições de Condução”, foi elaborada a partir da análise dos perfis de velocidade registados, descritos pela distribuição da velocidade vs aceleração. Esta descrição visou classificar as condições de condução em classes típicas através da utilização de ferramentas de agrupamento automáticas. Na “Descrição do Tipo de Utilização de Veículos”, elementos como as condições características das viagens e de arranque são analisados. Esta descrição inclui uma classificação em classes de viagens típicas. Por fim, constroem-se ciclos de condução que tentam reproduzir as características e estruturas das viagens, bem como as condições de condução (Figura 1.5) (André, 2004b).

Os trabalhos para o desenvolvimento dos ciclos de condução europeus característicos utilizaram inicialmente dados obtidos a partir do acompanhamento a bordo de veículos particulares em França, Reino Unido, Alemanha e Grécia (André, 1997; André *et al.*, 1995). No

total, no projeto ARTEMIS, 77 veículos foram monitorizados, correspondendo a 10.300 viagens, 88.000 km percorridos e 2.200 horas de condução, para que a utilização e as condições operacionais dos veículos fossem conhecidas com detalhe (*e.g.* velocidade, aceleração, funcionamento do motor, informação das viagens, *etc.*). Esta base de dados contém ainda informação relativamente às condições iniciais e térmicas, bem como da utilização da caixa de velocidades (Joumard *et al.*, 2006).

De modo a validar os ciclos obtidos foram utilizados dados complementares, como por exemplo, informações registadas em Nápoles (Rapone *et al.*, 1995) que abrangeram condições de condução altamente congestionadas, onde foram conduzidos dois veículos em seis rotas, por três condutores diferentes, durante 20 dias (manhã e início da noite) (André, 2004b). Cerca de 210 horas de condução foram também registadas na Suíça (Keller *et al.*, 1995).

A condução típica Europeia foi então obtida a partir destes dados através da análise de segmentos elementares descritos pela sua duração em marcha lenta e distribuição bidimensional das velocidades e acelerações instantâneas. Para descrever a grande diversidade de condições de condução observadas, doze padrões de condução contrastantes em velocidade, aceleração e taxas de paragem foram então identificados (Joumard *et al.*, 2006) (Figura 1.6).

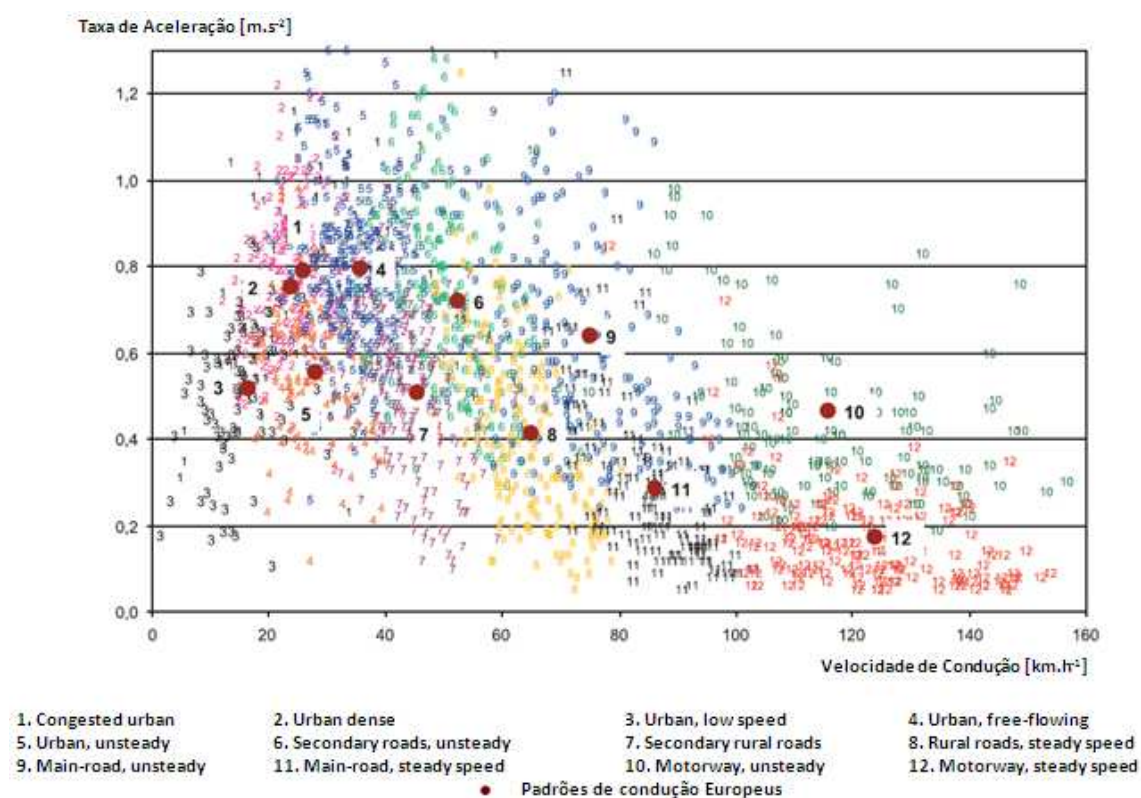


Figura 1.6 - Apresentação das diferentes condições e padrões de condução europeus (adaptado de André, 2004a, b).

Os doze padrões de condução europeus identificados vão desde a condução urbana muito congestionada, com taxas de aceleração elevadas e velocidades reduzidas, até à condução em autoestrada onde se observam condições completamente opostas às anteriores, *i.e.*, taxas de aceleração reduzidas e velocidades elevadas (Figura 1.6). Isto permitiu identificar três tipos de viagens distintas, a urbana (geralmente curta, cerca de 3 km) e com velocidades reduzidas (23 km.h<sup>-1</sup>), a rural (com velocidade intermédias, 48 km.h<sup>-1</sup>) e por fim as em autoestrada (viagens

longas e com velocidades elevadas) (Joumard *et al.*, 2006). Com esta informação foram então produzidos três ciclos de condução denominados de ARTEMIS urbano, ARTEMIS estrada e ARTEMIS autoestrada, que reproduzem a condução em ambientes urbanos, rurais e autoestradas, respetivamente (André, 2004a, b).

Os ciclos de condução produzidos a partir do projeto ARTEMIS apresentam uma grande vantagem pois são obtidos a partir duma grande base de dados e uma metodologia que foi amplamente discutida e aprovada. Hoje em dia, estes ciclos de condução são muito utilizados no âmbito de projetos de investigação e programas Nacionais para a medição e modelação das emissões dos poluentes provenientes dos transportes rodoviários (Joumard *et al.*, 2006).

### 1.3.1.1.4 Recolha das Amostras

No procedimento experimental, as emissões provenientes dos gases de exaustão dos veículos ligeiros de passageiros são recolhidas de duas formas, uma em sacos de teflon e outra por analisadores automáticos que permitem medições instantâneas. O primeiro procedimento consiste na recolha dos gases de exaustão dos veículos, a um caudal constante, que são diluídos com ar ambiente (previamente seco e filtrado), simulando desta forma a diluição natural dos poluentes emitidos num ambiente real de condução. Uma amostra representativa do ciclo de condução testado é transferida e armazenada em sacos de teflon. A análise destes sacos permite obter um único valor de emissão, representando a massa total de emissão produzida durante o ciclo de condução.

Relativamente ao segundo procedimento, as emissões e outros dados dos veículos (*e.g.* velocidade) são adquiridos continuamente ao longo do ensaio com uma elevada resolução temporal (1-10 amostras por segundo). Quando integrados para todo o ciclo de condução, os dados de emissões instantâneas devem ser equivalentes aos resultados obtidos pelo método de sacos de teflon (Joumard *et al.*, 2007). Para a obtenção destas emissões o projeto ARTEMIS desenvolveu dois modelos, o EMPA e TU-Graz (Zallinger *et al.*, 2005).

Neste último procedimento, de forma a configurar os mapas de emissões, o tempo de alinhamento entre os sinais de emissão e as variáveis utilizadas para os eixos do mapa (*e.g.* velocidade do veículo) tem de ser ajustado. O erro do tempo de alinhamento deve ser, pelo menos, menor que a resolução dos tempos dos sinais. No entanto, na realidade, as emissões registadas a partir dos analisadores apresentam-se ligeiramente atrasadas em relação às emissões provenientes do motor, devido:

- Ao transporte dos gases de exaustão até aos analisadores;
- À mistura dos gases de exaustão no Amostrador de Volume Constante (AVC);
- O tempo de resposta dos analisadores.

O tempo de transporte dos gases de exaustão até aos analisadores é determinado pela velocidade no sistema de exaustão dos veículos, no túnel AVC e nos tubos de ligação relacionados. O fluxo dos gases de exaustão depende sobretudo da velocidade e carga do motor. Todos juntos, a variação dos tempos de transporte e o tempo de resposta dos analisadores pode levar a um atraso de aproximadamente 1 a 10 segundos (dependendo do motor, sistema de exaustão e AVC, analisadores utilizados e carga do motor) (Joumard *et al.*, 2006). Este efeito é maior para motores alimentados a gasolina do que para motores a *diesel*, uma vez que os

primeiros apresentam uma maior diferença no fluxo de gases de exaustão entre a marcha lenta e carga máxima devido ao estrangulamento do ar de admissão.

O EMPA e TU-Graz desenvolveram métodos com o objetivo de minimizar estes erros (Le Anh *et al.*, 2005) (Figura 1.7).

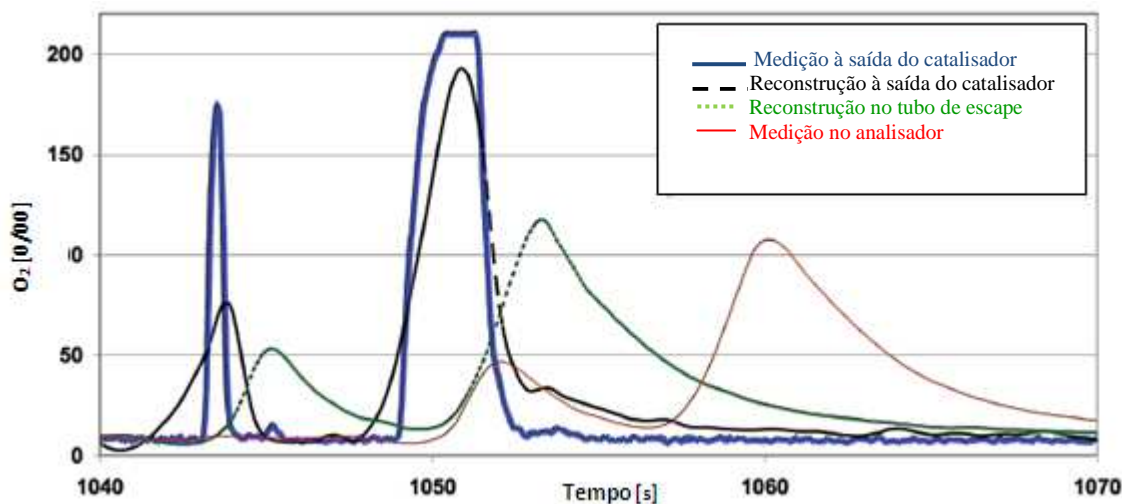


Figura 1.7 - Reconstrução do sinal do catalisador a partir do valor obtido no analisador (adaptado de Jourmard *et al.*, 2006).

Na Figura 1.7 a linha azul corresponde à medição “*in situ*” do  $O_2$ , *i.e.*, à saída do catalisador; a linha vermelha é a medição de  $O_2$  por um analisador que se encontra a cerca de 10 metros do tubo de escape do automóvel. A linha verde corresponde à reconstrução do sinal das emissões tendo em atenção o atraso apresentado na linha vermelha, devido ao tempo de transporte na linha de amostragem. Por último, a linha preta é a reconstrução do sinal das emissões de forma a compensar o tempo de atraso causado pelo sistema de escape do veículo (Jourmard *et al.*, 2006). Portanto, observa-se que sem uma correção adequada, seriam atribuídos valores de emissão a sinais de velocidade e aceleração errados (ou binários e rotações por minuto (rpm) do motor) uma vez que o sinal da velocidade e aceleração geralmente não apresentam tempos de atraso (Kousoulidou *et al.*, 2010).

### 1.3.2 Monitorização Contínua de Veículos em Estradas

Para a monitorização contínua de veículos em estradas pode ser utilizado um Sistema de Medição de Emissões Portáteis (PEMS), também denominado Sistema de Diagnóstico a Bordo (SDB). Este, para além de permitir a obtenção de FE, é utilizado também com o objetivo de identificar possíveis defeitos em peças nos veículos testados (Baltusis, 2004; Cicero-Fernández *et al.*, 1997).

A utilização de dinamómetros para a obtenção de FE dos gases de exaustão dos veículos automóveis nem sempre é representativa dos ciclos de condução do mundo real (Samuel *et al.*, 2002; Esteves-Booth *et al.*, 2001), pois cobrem um número limitado de modos de condução, podendo esta situação ser identificada como um ponto fraco deste tipo de metodologia (André *et al.*, 2006; Younglove *et al.* 2005).

Neste sentido, nos últimos anos, a metodologia PEMS tem apresentado um desenvolvimento tecnológico notável, com reduções significativas de tamanho, peso e complexidade (Cicero-Fernández *et al.*, 1997). É também uma metodologia simples (Franco *et al.*, 2013) e pode ser utilizada tanto em veículos ligeiros, como pesados (Mamakos *et al.*, 2013; Weiss *et al.*, 2011b). Este desenvolvimento levou inúmeros investigadores a analisar as características de condução do mundo real, tais como, tipo de estrada, condições de condução e consumo de combustível, que levam a emissões mais elevadas pelo tráfego rodoviário (Hu *et al.*, 2011). O método PEMS consiste num conjunto de instrumentos que são transportados a bordo do veículo a avaliar (Frey *et al.*, 2003; Vojtisek-Lom & Cobb, 1997) (Figura 1.8).



**Figura 1.8 - Exemplo duma instalação PEMS num veículo ligeiro de passageiros (Weiss *et al.*, 2011b).**

O PEMS é geralmente composto por um conjunto de analisadores de gases com linhas de amostragem ligadas diretamente ao tubo de escape dos veículos e um computador que fornece informações acerca das emissões ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CO}$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{HC}$  e  $\text{PM}$ ), consumo de combustível, velocidade do veículo e motor, temperatura, posição do acelerador, *etc.* (Franco *et al.*, 2013; Mamakos *et al.*, 2011).

A partir desta metodologia pode ser possível a obtenção de emissões instantâneas com níveis satisfatórios de precisão. Os resultados são, contudo, menos precisos comparativamente com os obtidos através de dinamómetros. Devido à ausência dum ciclo de condução padrão e a presença de fatores adicionais de variabilidade, tais como ambientais ou de trânsito, e comportamentos distintos de condução por parte dos condutores, este tipo de técnica não permite uma correta comparação entre os diferentes ensaios realizados. Para finalizar, a massa adicional (cerca de 30 a 70 kg) do equipamento acoplado pode influenciar as medições, especialmente para os veículos ligeiros.

Apesar das limitações apontadas anteriormente os dados produzidos por este tipo de métodos são essenciais para a validação dos FE obtidos através da utilização de dinamómetros (Franco *et al.*, 2013).

### **1.3.3 Medições realizadas em Túneis Rodoviários**

Neste tipo de metodologia os poluentes são medidos à entrada e à saída do túnel, em locais distintos, para cada uma das direções em que circula o tráfego rodoviário. A produção total de poluente é obtida através dum balanço mássico aplicado ao sistema túnel, resultante da

multiplicação do fluxo de ar pela diferença de concentrações registadas à entrada e na saída do túnel.

Este tipo de técnica é muitas vezes utilizada com o principal objetivo de avaliar a eficácia da introdução de novas tecnologias na redução das emissões provenientes dos transportes rodoviários. Por exemplo, medições efetuadas no túnel Tauern na Áustria entre 1988 e 1997 mostraram uma diminuição das emissões de CO e COVs nos veículos ligeiros, tendo esta situação ficado a dever-se principalmente a uma bem-sucedida implementação de catalisadores nesta categoria, que passou duma percentagem de praticamente zero veículos com este tipo de tecnologia em 1988 para aproximadamente 70 % em 1997 (Schmid *et al.*, 2001).

Uma vantagem deste método, relativamente à monitorização contínua de veículos em estradas, é que as condições do vento são, neste caso, bem definidas, e por isso, os níveis médios absolutos de emissão podem ser obtidos (Franco *et al.*, 2013). Este método permite também ter em conta, na determinação dos fatores de emissão, as emissões de PM provenientes dos transportes rodoviários, devido à erosão dos pavimentos pelo tráfego, desgaste dos pneus e travões (Laschober *et al.*, 2004) e as emissões evaporativas (*i.e.* COVs).

Cadle *et al.* (1997) relataram que as emissões provenientes duma determinada frota automóvel podem ser dominadas por uma pequena fração de veículos com baixo nível de manutenção que apresentam elevadas taxas de emissão, e que não são incluídas, por exemplo, nos testes com o dinamómetro. As medições realizadas em túneis rodoviários fornecem, portanto, informações importantes que complementam os resultados obtidos a partir dos testes com o dinamómetro (Martins *et al.*, 2006) ou através de monitorização contínua de veículos em estradas.

Em contrapartida, nas medições efetuadas em túneis rodoviários, ao contrário dos métodos apresentados nas duas Secções anteriores que fornecem informações para veículos individuais, são obtidos FE que representam as emissões provenientes dum grande número e tipo de veículos que circulam em áreas urbanas, sob determinadas condições de utilização (*i.e.* motor a quente) (Martins *et al.*, 2006). Este método apresenta algumas limitações dado que os valores obtidos não são característicos da condução no mundo real uma vez que, nos túneis, os veículos geralmente circulam a uma velocidade constante (El- Fadel & Hashisho, 2000). Há ainda que ter em atenção os efeitos provocados na alteração da velocidade do vento registada, devido à circulação de veículos pesados no túnel, que pode afetar a resistência de condução e por conseguinte as emissões provenientes dos veículos ligeiros (Corsmeier *et al.*, 2005).

#### 1.4 Modelo COPERT

Após a determinação e validação dos FE obtidos para os diferentes transportes rodoviários, estes são compilados e, a partir dum modelo, são então estimadas as emissões provenientes deste setor.

O principal modelo de emissões europeu é o COPERT, utilizado na realização do Inventário de Emissões Atmosféricas (EMEP/CORINAIR) (Ntziachristos & Samaras, 2009). Foi criado em 1989, e consiste num programa de cálculo das emissões de poluentes atmosféricos provenientes dos transportes rodoviários (Santos, 2010). Desde a sua criação, foram lançadas inúmeras versões até chegar ao atual COPERT 4 (LAT, 2007a). Este modelo foi desenvolvido em nome da AEA para apoiar os Países europeus no cumprimento das suas obrigações de comunicação Internacional,

como a UNFCCC (Convenção Quadro das Nações Unidas sobre a Mudança do Clima), UNECE (Comissão das Nações Unidas para a Europa) e CLRTAP (Convenção sobre a Poluição Atmosférica Transfronteiriça a Longa Distância) (Ntziachristos & Samaras, 2000).

### 1.4.1 Metodologia

O modelo COPERT inclui uma metodologia que permite estimar as emissões da frota automóvel a nível duma região ou país (Burón *et al.*, 2004) procurando equilibrar a necessidade de calcular emissões pormenorizadas com a existência, por vezes, de reduzida informação para a introdução dos dados de entrada (Kousoulidou *et al.*, 2010).

A metodologia do COPERT consiste na aplicação de FE específicos para cada veículo que são combinados com os dados de atividade com o intuito de calcular as emissões totais. Os principais dados de atividade incluem o número de veículos que são distinguidos de acordo com a sua categoria ou tecnologia de emissão (Kousoulidou *et al.*, 2010), consumo e características do combustível, temperaturas médias do país, condições de condução (em zonas urbanas, rurais e autoestradas) e velocidades médias (Burón *et al.*, 2004).

A partir deste modelo é possível estimar as emissões dum grupo alargado de poluentes atmosféricos (CO, NO<sub>x</sub>, COVs, PM, amónia (NH<sub>3</sub>), SO<sub>2</sub> e metais pesados), assim como os principais gases com efeito de estufa (CO<sub>2</sub>, óxido nitroso (N<sub>2</sub>O), CH<sub>4</sub>), produzidos por diferentes categorias de veículos (ligeiros de passageiros, ligeiros de mercadorias, pesados de passageiros, pesados de mercadorias, ciclomotores e motociclos). Nesta metodologia são tidas em consideração quatro tipos diferentes de emissões:

- Emissões a quente, que são emissões produzidas durante o funcionamento do motor numa fase estabilizada, *i.e.*, o motor encontra-se aquecido;
- Emissões a frio ou emissões de arranque, que são emissões resultantes do arranque do motor à temperatura ambiente;
- Emissões evaporativas, devido à evaporação de combustível (LAT, 2007b; *apud* Santos, 2010);
- Emissões de PM provenientes do desgaste dos pneus, travões e pavimentos das estradas (Kousoulidou *et al.*, 2010).

O modelo COPERT é baseado numa aproximação da velocidade média, sendo os FE considerados numa forma agregada por três modos de condução (LAT, 2007b):

- Zona urbana, com velocidades médias na gama dos 10 a 50 km.h<sup>-1</sup>;
- Zona rural, com velocidades médias na gama dos 40 a 80 km.h<sup>-1</sup>;
- Autoestrada, com velocidades médias na gama dos 70 a 130 km.h<sup>-1</sup>.

As emissões totais provenientes do transporte rodoviário obtidas a partir deste modelo são, portanto, calculadas como um produto dos dados da atividade prevista pelo utilizador e os FE, em função da velocidade calculada pelo modelo.

## 1.5 Medidas de Redução das Emissões dos Veículos Ligeiros de Passageiros

De forma gradual tem-se dado cada vez mais atenção às emissões provenientes dos transportes rodoviários através de legislação mais rigorosa e implementação de novas tecnologias de redução de emissões. Por exemplo, após uma quase estagnação das emissões de monóxido de

carbono e compostos orgânicos voláteis não metano (COVNM) durante os anos de 1970 a 1980, estas diminuíram entre um fator de 2-3 em 10 anos em muitos países europeus. Verificou-se também uma redução das emissões de NO<sub>x</sub> e PM após 1990, embora o problema do aumento das emissões de NO<sub>x</sub> a partir dos veículos a *diesel* com FPD ainda requerer uma melhoria tecnológica de forma a alcançar reduções contínuas destas emissões (Uherek *et al.*, 2010).

Devido ao elevado risco que as emissões do setor dos transportes apresentam, ao longo dos últimos anos foram implementadas algumas medidas com o intuito de as evitar, prevenir e reduzir. De seguida apresentam-se algumas das principais medidas implementadas.

#### 1.5.1 Características da Gasolina e Gasóleo

Um dos aspetos que influencia as emissões de gases de exaustão dos veículos é a composição e os aditivos presentes nos combustíveis a gasolina ou gasóleo (WHO, 1998). Tendo em consideração que é bastante previsível que no futuro a maioria dos veículos em circulação continue a utilizar estes tipos de combustíveis (Gwilliam *et al.*, 2004) torna-se relevante efetuar uma pequena análise sobre esta temática.

Os principais produtos gasosos dos veículos a *diesel* e gasolina são o CO<sub>2</sub> e água, e percentagens mais reduzidas de CO, SO<sub>2</sub> e NO<sub>x</sub>, bem como HC de baixo peso molecular. As PM presentes nos gases de exaustão dos veículos a *diesel* e gasolina são compostas principalmente por EC, OC e compostos metálicos (WHO, 1998). Apesar de ambos apresentarem uma composição de PM semelhantes, os veículos a *diesel* geralmente emitem maiores quantidades deste poluente.

No caso dos veículos a *diesel*, o “fumo” emitido pelos gases de exaustão resulta de combustões incompletas. Podem ser distinguidos três tipos de “fumos”, o “fumo” branco que é causado por pequenas gotículas do combustível que não queimam devido a falhas de ignição do motor a uma temperatura baixa, as quais tendem a desaparecer à medida que existe um aquecimento do motor; o “fumo” negro que geralmente é causado por uma falha do injetor (*e.g.* devido a ar insuficiente); e por fim, a presença dum “fumo” cinzento que é resultado da queima de óleo lubrificante, sendo portanto uma indicação de que o motor está a funcionar em condições mecânicas anómalas (Gwilliam *et al.*, 2004).

Apesar dos veículos a *diesel* emitirem maiores quantidades de PM comparativamente com os de a gasolina, os primeiros oferecem também alguns benefícios. Convencionalmente um veículo a *diesel* utiliza apenas 70 % do combustível dum motor a gasolina comparável, reduzindo de forma significativa, por exemplo, a emissão de CO<sub>2</sub> por km percorrido. Na presença de oxigénio (O<sub>2</sub>) suficiente, são produzidas menores quantidade de CO e HC e estes são mais fáceis de oxidar na corrente dos gases de exaustão. O combustível a gasóleo tem ainda o benefício adicional de baixa volatilidade, o que praticamente elimina as emissões evaporativas de HC (Blumberg *et al.*, 2003), ao contrário da gasolina (Gwilliam *et al.*, 2004) e as emissões totais de HC a partir dos gases de exaustão são quase um terço dos a gasolina (Blumberg *et al.*, 2003).

Nos últimos anos ocorreram enormes mudanças nas especificações dos combustíveis em todo o mundo. Estas alterações podem ser classificadas em dois grupos:

- Aquelas que levam diretamente à redução da emissão dos gases de exaustão ou de evaporação.
- Mais recentemente, aquelas que permitiram a introdução no mercado de tecnologia mais avançada de controlo de emissões.



Nas tabelas seguintes são apresentadas as evoluções das especificações de gasóleo e gasolina nos últimos anos (CONCAWE, 1997; UE, 2003).

**Tabela 1.1 - Especificações do gasóleo na Europa.**

Parâmetro	Unidade	1993	1996	2000	2005	2009
<i>Máximo de Enxofre</i>	peso [ppm]	2000	500	350	50	10
<i>Índice Mínimo de Cetano</i>		49	49	51	51	51
<i>Máximo de <math>T_{95}^a</math></i>	°C	370	370	360	360	360
<i>Máximo de PAHs</i>	%	-	-	11	11	11
<i>Máxima Densidade</i>	kg.l <sup>-1</sup>	0,860	0,860	0,845	0,845	0,845

- Não especificado

<sup>a</sup> Temperatura para a qual 95% do combustível evapora

**Tabela 1.2 - Especificações da gasolina na Europa.**

Parâmetro	Unidade	1993 <sup>a</sup>	2000	2005	2009
<i>Máximo de Chumbo</i>	g.l <sup>-1</sup>	0,013	0,005	0,005	0,005
<i>Tensão de Vapor Período de Verão</i>	kPa	Vários	60/70 <sup>b</sup>	60/70 <sup>b</sup>	60/70 <sup>b</sup>
<i>Máximo de Benzeno</i>	vol [%]	5,0	1,0	1,0	1,0
<i>Máximo de Aromáticos</i>	vol [%]	-	42	35	35
<i>Máximo de Olefinas</i>	vol [%]	-	18	18	18
<i>Máximo de Oxigénio</i>	peso [%]	2,7	2,7	2,7	3,7
<i>Máximo de Metanol</i>	vol [%]	-	3,0	3,0	3,0
<i>Máximo de Etanol</i>	vol [%]	-	5,0	5,0	5,0
<i>Máximo de Álcool Isopropílico</i>	vol [%]	-	10,0	10,0	10,0
<i>Máximo de Álcool Terbutílico</i>	vol [%]	-	7,0	7,0	7,0
<i>Máximo de Álcool Isobutílico</i>	vol [%]	-	10,0	10,0	10,0
<i>Máximo de Éteres contendo 5 ou mais átomos por molécula</i>	vol [%]	-	15,0	15,0	15,0
<i>Máximo de Outros Compostos Oxigenados</i>	vol [%]	-	10,0	10,0	10,0
<i>Máximo de Enxofre</i>	peso [ppm]	500	150	50	10

- Não especificado

<sup>a</sup> Especificações para gasolina sem chumbo

<sup>b</sup> 60 exceto para condições de Inverno graves para as quais se aplica o limite de 70 kPa

Desde o ano de 1993 até 2009 a grande alteração nas especificações nos combustíveis a gasóleo e gasolina foi a redução drástica da concentração máxima de enxofre. Devido a este facto observou-se uma redução das concentrações de SO<sub>2</sub> nos gases de escape de 2.000 por 10 e 500 por 10 ppm para a gasolina e *diesel*, respetivamente (Tabelas 1.1 e 1.2).

### 1.5.2 Combustíveis Alternativos

Os veículos a gasolina ou *diesel* se estiverem equipados com sistemas avançados de tratamento de gases de exaustão e utilizarem combustíveis de qualidade podem de facto apresentar emissões reduzidas. Contudo, estas medidas são dispendiosas e não estão muitas vezes disponíveis nos países em desenvolvimento (Gwilliam *et al.*, 2004). Uma outra opção é a implementação de combustíveis alternativos nos transportes rodoviários que tem como principais objetivos reduzir as emissões de gases com efeito de estufa provenientes deste setor e a dependência da gasolina e gasóleo (Uherek *et al.*, 2010). Entre os principais combustíveis alternativos conta-se o gás natural, biocombustíveis, hidrogénio e eletricidade.

A utilização de gás natural permite uma redução de emissões de CO<sub>2</sub> por MJ de combustível de cerca 20 % em comparação com os veículos a gasolina, devido à presença dum maior teor de hidrogénio (Uherek *et al.*, 2010). Relativamente ao gasóleo, a utilização de gás natural pode permitir uma redução significativa das emissões de partículas finas (Gwilliam *et al.*, 2004). Uma outra forma de utilização do gás natural como fonte de energia para os transportes rodoviários é a conversão deste em combustíveis sintéticos mais “limpos” que reduzem, em geral, as emissões. Contudo, não contribuem para a redução das emissões de CO<sub>2</sub> em comparação com a utilização direta de gás natural.

Os biocombustíveis oferecem como principal benefício a existência dum ciclo de carbono mais ou menos equilibrado, em contraste com os combustíveis fósseis. Os mais utilizados são o bioetanol proveniente da cana-de-açúcar (Brasil), milho (EUA) e o biodiesel a partir do óleo de palma ou de sementes de colza (Europa), sendo estes atualmente misturados com a gasolina e gasóleo, respetivamente (Uherek *et al.*, 2010; Gwilliam *et al.*, 2004). A presença de oxigénio no bioetanol facilita a combustão, reduzindo as emissões de CO e HC (Gwilliam *et al.*, 2004). Segundo Farrel *et al.* (2006) este combustível pode ainda reduzir os gases com efeito de estufa em 13 %. O biodiesel permite uma redução da emissão de hidrocarbonetos, PM, CO e dos GEE em cerca de 37 % (Edwards *et al.*, 2007; Gwilliam *et al.*, 2004). Relativamente ao gasóleo, a utilização de biodiesel pode conduzir a um aumento das emissões de NO<sub>x</sub> entre 8 a 13 % (Ropkins *et al.*, 2007). A implementação dos biocombustíveis apresenta como principais barreiras os seus custos mais elevados, a compatibilidade com os combustíveis convencionais, a necessidade de disponibilidade de tecnologia mais avançada, obstáculos regulamentares em muitos países e, por último, algum ceticismo por parte das populações, devido ao recurso à engenharia genética com o intuito de melhorar o rendimento das colheitas (Torney *et al.*, 2007).

A utilização de hidrogénio como fonte de energia apresenta grandes vantagens em termos de reduções de emissões, emitindo apenas água e NO<sub>x</sub>. O hidrogénio pode ser produzido a partir duma ampla variedade de fontes de energia primárias, fósseis, bem como renováveis (*e.g.* energia eólica, fotovoltaica, geotérmica, marés, *etc.*). O principal obstáculo da sua implementação é a falta de infraestruturas adequadas, segurança e os seus custos elevados (Aceves *et al.*, 2006) fazendo com que esta opção não seja viável a médio prazo (Gwilliam *et al.*, 2004).

Por último, é necessário ainda considerar a utilização de eletricidade em veículos. Apesar de permitir uma clara redução das emissões, uma vez que não liberta qualquer poluente a nível local. A grande desvantagem da utilização de eletricidade refere-se sobretudo ao tempo necessário para recarregar as baterias utilizadas, os seus custos de aquisição e a reduzida autonomia. A economia dos veículos elétricos depende, entre outras coisas, do preço da eletricidade, *i.e.*, a viabilidade a longo prazo desta alternativa deve ser avaliada do ponto de vista do preço da energia com base no mercado e das fontes (a partir de fontes renováveis ou outras) (Uherek *et al.*, 2010; Gwilliam *et al.*, 2004).

### 1.5.3 Normas de Emissões Europeias

Os limites de emissão de poluentes são especificados em termos de emissão de massa acumulada ao longo do ciclo, convertido para uma massa por unidade de distância. Atualmente as normas de emissão incluem limites para CO, NO<sub>x</sub>, HC, hidrocarbonetos não metano (HCNM) e PM

para veículos movidos a gasolina e CO, NO<sub>x</sub>, HC+NO<sub>x</sub>, PM e número de partículas (NP) para veículos a *diesel* (Tabela 1.3).

Desde o aparecimento da Euro 1 em 1991, a UE tem vindo a estabelecer novos regulamentos, cada vez mais exigentes, relativamente aos valores limite de emissão de poluentes para os veículos ligeiros com motor a gasolina ou *diesel*, até chegar ao atual Euro 5 e, no futuro, Euro 6.

O quadro jurídico consiste em uma série de diretivas, com alterações à Diretiva 70/220/CEE de 1970. Seguidamente apresenta-se uma lista cronológica das normas, e as respetivas diretivas da UE.

- Euro 1 (aplicável desde 1993)
  - Para veículos ligeiros de passageiros – Diretiva 91/441/ CEE
- Euro 2 (aplicável desde 1996)
  - Para veículos ligeiros de passageiros – Diretiva 94/12/CE & Diretiva 96/69/CE
- Euro 3 (aplicável desde 2000)
  - Para qualquer veículo - Diretiva 98/69/CE
- Euro 4 (aplicável desde 2005)
  - Para qualquer veículo – Diretiva 98/69/CE & Diretiva 2002/80/CE
- Euro 5 (aplicável desde 2009) e Euro 6 (aplicável a partir 2014)
  - Para veículos ligeiros e comerciais - Diretiva 715/2007/CE

Na Tabela 1.3 apresenta-se um resumo de todas as normas de emissão europeias para veículos ligeiros de passageiros a gasolina ou *diesel*. Todas as datas indicadas referem-se a novas homologações.

**Tabela 1.3 - Norma de emissões europeia para veículos ligeiros de passageiros.**

Norma	Data	CO	HC	HC+NO <sub>x</sub>	NO <sub>x</sub>	PM	NP	Diretiva
		[g.km <sup>-1</sup> ]					[#.km <sup>-1</sup> ]	
Veículos a Diesel								
Euro 1	07/1992	2,72	-	0,97	-	0,140	-	91/441/ CEE
Euro 2	01/1996	1,00	-	0,90	-	0,100	-	94/12/CE & 96/69/CE
Euro 3	01/2000	0,64	-	0,56	0,50	0,050	-	98/69/CE
Euro 4	01/2005	0,50	-	0,30	0,25	0,025	-	98/69/CE & 2002/80/CE
Euro 5a	09/2009 <sup>a</sup>	0,50	-	0,23	0,18	0,005 <sup>d</sup>	-	715/2007/CE
Euro 5b	09/2011 <sup>b</sup>	0,50	-	0,23	0,18	0,005 <sup>d</sup>	6,0×10 <sup>11</sup>	
Euro 6	09/2014	0,50	-	0,17	0,08	0,005 <sup>d</sup>	6,0×10 <sup>11</sup>	
Veículos a Gasolina								
Euro 1	07/1992	2,72	-	0,97	-	-	-	91/441/ CEE
Euro 2	01/1996	2,20	-	0,50	-	-	-	94/12/CE & 96/69/CE
Euro 3	01/2000	2,30	0,20	-	0,15	-	-	98/69/CE
Euro 4	01/2005	1,00	0,10	-	0,08	-	-	98/69/CE & 2002/80/CE
Euro 5	09/2009 <sup>a</sup>	1,00	0,10 <sup>c</sup>	-	0,06	0,005 <sup>d</sup>	-	715/2007/CE
Euro 6	09/2014	1,00	0,10 <sup>c</sup>	-	0,06	0,005 <sup>d</sup>	6,0×10 <sup>11,e</sup>	

a. 2011.01 para todos os modelos

b. 2013.01 para todos os modelos

c. e HCNM = 0,068 g.km<sup>-1</sup>

d. 0,0045 g.km<sup>-1</sup> utilizando o procedimento de medição do Programa de Medição de Partículas (PMP)

e. 6,0×10<sup>12</sup> 1.km<sup>-1</sup> nos primeiros 3 anos da Euro 6

Na primeira norma de emissões implementada na Europa, a Euro 1, excetuando o limite de emissão de PM para a qual não era apresentado qualquer limite de emissão para os veículos a gasolina, os limites de emissão de CO e HC+NO<sub>x</sub> eram os mesmos para os dois tipos de categorias de veículos.

Atualmente, verifica-se que os veículos a *diesel* têm padrões de emissão mais exigentes (baixos) de CO, mas em contrapartida são permitidas maiores emissões de NO<sub>x</sub>. Os veículos movidos a gasolina estavam isentos de limites de emissão de PM até à norma Euro 4, contudo, a partir da Euro 5, passaram também a estar sujeitos a um limite de 0,005 g.km<sup>-1</sup>. A norma Euro 5 veio estabelecer, quer para veículos a *diesel*, quer para gasolina, um limite para um novo parâmetro: o número de partículas emitidas por km percorrido (Tabela 1.3).

Os valores limite de emissão de CO<sub>2</sub> provenientes dos veículos ligeiros de passageiros foram aprovados em abril de 2009, pelo regulamento (CE) N.º 443/2009 do Parlamento Europeu e do Conselho, sendo definidos os valores máximos de 130 e 95 g.km<sup>-1</sup> a serem atingidos em 2015 e 2020, respetivamente (Uherek *et al.*, 2010).

Importa ainda referir que, segundo um comunicado apresentado pela Comissão das Comunidades Europeias, a qualidade do ar nas zonas urbanas tem melhorado significativamente desde a implementação de normas Euro cada vez mais exigentes. Todavia, ainda são necessárias algumas melhorias no que toca à redução das emissões de NO<sub>x</sub> e de PM.

### 1.5.3 Catalisadores

A instalação de catalisadores nos tubos de escape dos veículos a gasolina e *diesel* é uma prática comum no setor automóvel (Stein, 1996). Uma vez que os motores a gasolina e a *diesel* apresentam condições de operação e utilizam combustíveis com especificações diferentes, para cada um deles é necessária a implementação de catalisadores com características de funcionamento específicas (Galisteo *et al.*, 2004).

Historicamente os catalisadores de oxidação foram os primeiros sistemas de pós-tratamento implementados nos veículos com o intuito de reduzir as emissões de poluentes. Estes dispositivos foram amplamente desenvolvidos nos anos 70, para serem aplicados nos veículos com motores a gasolina, devido às elevadas emissões de CO e HC observadas. Tendo em conta que os veículos com motor a *diesel* apresentam emissões relativamente baixas destes dois poluentes, só mais tarde é que este dispositivo foi implementado neste tipo de categoria (Lepreux, 2009).

Os catalisadores são constituídos por um suporte cerâmico, um revestimento lavável (geralmente de óxido de alumínio) de forma a proporcionar uma área de superfície grande e ainda uma superfície de metais preciosos (platina, ródio e paládio são os mais comuns) para executar a função de catalisador (ACEA / EUROPIA, 1995a;1995b). Este tipo de dispositivo é extremamente eficaz no controlo de emissões dos transportes rodoviários, permitindo reduzi-las de forma considerável. Contudo, o seu grau de eficiência pode ser prejudicado devido à presença de chumbo, enxofre e fósforo nos combustíveis e por excesso de temperatura (Faiz *et al.*, 1996).

De seguida, apresentam-se algumas das características principais dos catalisadores utilizados nos veículos a gasolina e a *diesel*.

### 1.5.3.1 Veículos a Gasolina

Como já foi referido, em meados dos anos 70 foi introduzido o primeiro catalisador nos veículos a gasolina, denominado catalisador de oxidação (“duas-vias”), que controlava as emissões de CO e HC. Apenas mais tarde, nos anos 80, é que alguns construtores de veículos começaram a aplicar os catalisadores de oxidação-redução (“três-vias”) para remoção de CO, HC e NO<sub>x</sub> (Bresnahan & Yao, 1985).

Os catalisadores de oxidação (“duas-vias”) (Figura 1.9) utilizam platina, paládio, ou ambos, para aumentar a reação entre o O<sub>2</sub>, HC não queimado e o CO nos gases de exaustão. Esta reação normalmente ocorre num processo lento. A eficiência do catalisador depende da sua temperatura, da razão da mistura ar-combustível e do HC presente. Os HC mais reativos, tais como o formaldeído e olefinas, são oxidados de forma mais eficaz do que os menos reativos (e.g. metano, etano, propano).

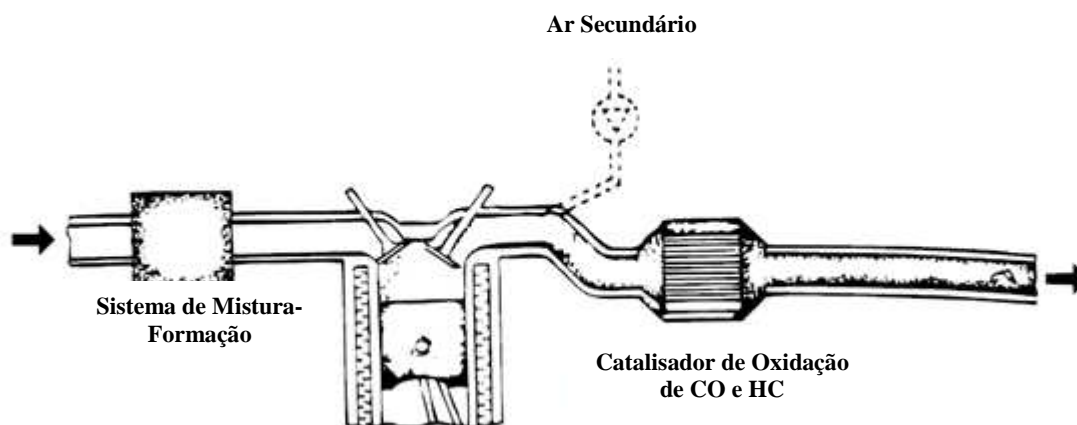


Figura 1.9 - Catalisador de oxidação (“duas-vias”) (adaptado de Wijetilleke & Karunaratne, 1992).

Os catalisadores de oxidação-redução (“três-vias”) (Figura 1.10) geralmente utilizam uma combinação de platina, ródio e paládio. Além de promoverem a oxidação de CO e HC, o paládio e o ródio fomentam também a redução de NO em azoto (N) e O<sub>2</sub>. Para uma redução eficiente de NO é necessária uma razão ar-combustível “rica”. Em condições ótimas, um catalisador deste género pode oxidar CO e HC e reduzir o NO<sub>x</sub>. A gama da razão de ar-combustível para que isto ocorra é pequena. Por isso são utilizados sensores (também conhecidos como sensores de oxigénio) com sistemas de verificação eletrónicos que permitem o controlo da razão ar-combustível (Faiz *et al.*, 1996).

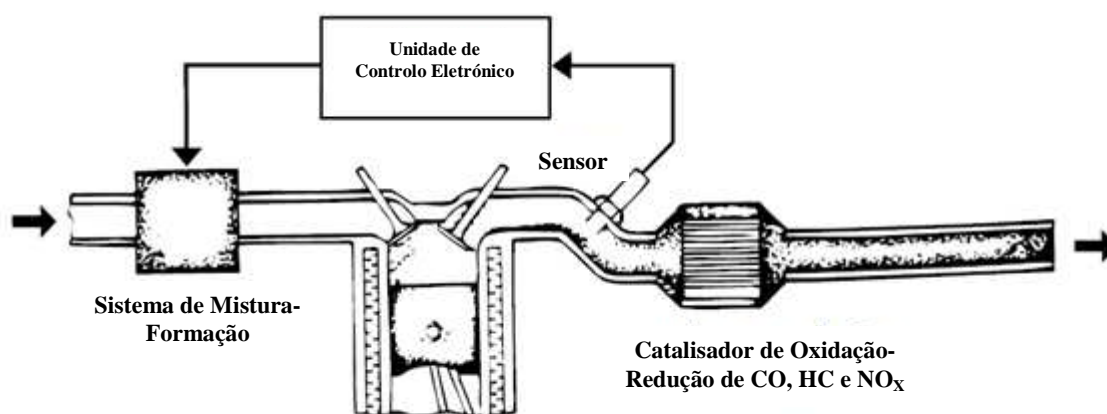


Figura 1.10 - Catalisador de oxidação-redução ("três-vias") (adaptado de Wijetilleke & Karunaratne, 1992).

#### 1.5.3.2 Veículos a Diesel

Atualmente, todos os veículos a *diesel*, sobretudo na Europa, estão equipados com catalisadores de oxidação (*Diesel Oxidation Catalyst* (DOC)) (Blakeman *et al.*, 2003) (Figura 1.11). As principais reações neste dispositivo são semelhantes às que ocorrem nos catalisadores de oxidação-redução ("três-vias") utilizados nos veículos a gasolina, contudo apresentam um regime de operação completamente diferente (Sampara, 2008). Estes dispositivos são feitos à base de platina e destinam-se a reduzir as emissões de CO, HC não queimados, a fração líquida de partículas sólidas, conhecidas como fração orgânica solúvel, por oxidação total a CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>O, e ainda controlar a temperatura dos gases de exaustão (Van Nieuwstadt & Tennison, 2006; Farrauto *et al.*, 1993).

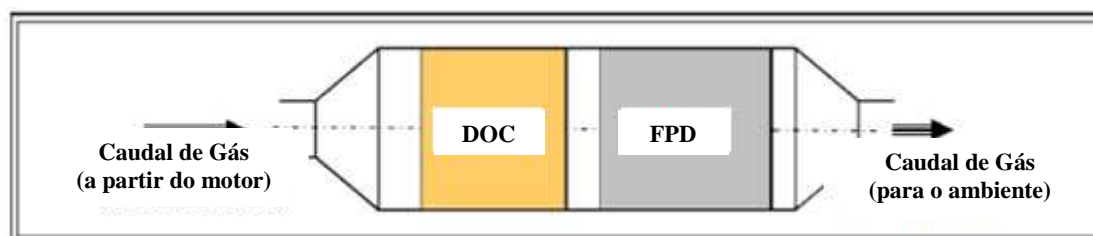


Figura 1.11 - Configuração utilizada no sistema pós-tratamento dos gases de exaustão dos veículos a *diesel* (adaptado de Lepreux, 2009).

Nos veículos a *diesel*, ao contrário dos a gasolina, além do catalisador é incorporado um FPD no sistema de tratamento dos gases de exaustão (Figura 1.11). Na Secção seguinte apresentam-se algumas das principais características do FPD.

#### 1.5.4 Filtros de Partículas Diesel

Nos veículos a *diesel* mais recentes, devido às normas europeias de emissões cada vez mais exigentes, foi necessária a implementação de FPD para reduzir as emissões de PM (Achour, 2001); a sua introdução neste tipo de veículos permite uma diminuição substancial na emissão de partículas (Blakeman *et al.*, 2003) em cerca de 85 a 90 % ou mais. Verificam-se também reduções de CO e HC de 70 a 90 %. Contudo, os FPD não reduzem as emissões de NO<sub>x</sub> (EPA, 2010).

O FPD é um componente do sistema de escape que se encontra sempre depois do catalisador (Figura 1.11) (Lepreux, 2009) consistindo num reator em cerâmica, composto por numerosos canais formados por uma estrutura com um material poroso com canais alternativos conectados em ambas as extremidades (Blakeman *et al.*, 2003). Os gases de exaustão dos veículos são obrigados a fluir através das paredes que funcionam como filtros para as PM (Figura 1.12).

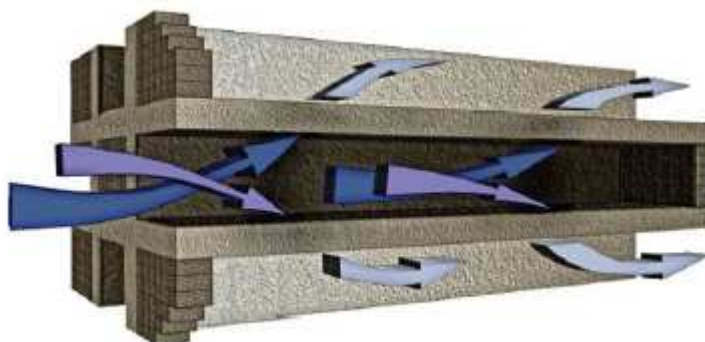


Figura 1.12 - Esquema representativo dum FPD utilizado nos veículos a *diesel* (Lepreux, 2009).

Após as PM serem filtradas, estas são reduzidas a cinza através dum processo denominado de regeneração (EPA, 2010). Este é de facto o grande desafio na utilização dum FPD. Para que ocorra a regeneração do FPD é necessária uma fonte externa de calor que garanta uma temperatura próxima dos 600 °C para que ocorra a oxidação das PM que ficaram acumuladas no filtro (Blakeman *et al.*, 2003). Existem dois tipos de regeneração, uma “passiva” e outra “ativa”. A primeira ocorre quando a temperatura dos gases é suficientemente elevada para iniciar a combustão das PM acumuladas no FPD, sem adição de combustível, calor ou ação do condutor. A regeneração “ativa” pode exigir a ação do condutor e/ou outras fontes de combustível ou calor de forma a aumentar a temperatura para que ocorra a combustão das PM acumuladas no FPD.

A frequência de regeneração é determinada pela utilização do motor, a taxa de emissão de PM, a tecnologia do filtro, *etc.* Ao utilizar um filtro ativo é particularmente importante seguir as instruções do fabricante. O filtro deve também ser periodicamente limpo de forma a remover os materiais não combustíveis e cinzas. É importante evitar a acumulação excessiva de PM e cinzas no FPD. Este dispositivo deve ser limpo a cada 6 a 12 meses (EPA, 2012).

## 1.6 Fatores de Emissão dos Gases de Exaustão de Veículos

O inventário de emissões CORINAIR fornece FE médios europeus, onde são tidos em consideração a percentagem de utilização dos diferentes modos de condução (zona urbana, rural ou autoestrada) e as médias das velocidades de condução, temperatura ambiente, distâncias percorridas, *etc.* Os gases são divididos em grupos distintos consoante o nível de pormenor, e a solução adotada para o cálculo das emissões. O CO, NO<sub>x</sub>, PM e COVNM estão inseridos no grupo 1, correspondendo a poluentes para os quais existe uma metodologia detalhada, com base em FE específicos e cobrindo diferentes situações de tráfego (*i.e.* urbana, rural e autoestrada) e condições do motor. O CO<sub>2</sub> está incorporado no grupo 2, e os FE são estimados com base no consumo de combustível, apresentando a mesma qualidade dos gases de exaustão do grupo 1 (EMEP/EEA, 2009) (Tabela 1.4).

Tabela 1.4 - Dados dos FE, em g.km<sup>-1</sup>, para diferentes categorias de veículos.

	CO	COVNM	NO <sub>x</sub>	CO <sub>2</sub>	PM <sub>2,5</sub>
		Dado como HCT-CH <sub>4</sub>	Dado como NO <sub>2</sub>	Combustão do Óleo Lubrificante	PM <sub>2,5</sub> =PM <sub>10</sub> =PST
<b>Euro 3 Gasolina (&lt;1,4 l)</b>	2,14	0,169	0,098	0,464	0,001
<b>Euro 3 Diesel (1,4-2 l)</b>	0,097	0,020	0,780	0,464	0,041
<b>Euro 4 Gasolina (&lt;1,4 l)</b>	0,710	0,123	0,062	0,398	0,001
<b>Euro 4 Diesel (1,4&lt;2 l)</b>	0,097	0,016	0,601	0,398	0,034
<b>Euro 4 Diesel (&gt;2 l)</b>	0,097	0,016	0,601	0,398	0,034
<b>Euro 5 Diesel (1,4&lt;2 l)</b>	_*	_*	_*	_*	_*
<b>Euro 5 Gasolina (&lt;1,4 l)</b>	_*	_*	_*	_*	_*

\* Não existe informação dos FE para os veículos mais recentes.

PST – Partículas Suspensas Totais

Como já foi referido, para a obtenção de fatores de emissão dos transportes rodoviários geralmente são utilizados três métodos: (1) testes com dinamómetro (Tabela 1.5); (2) monitorização contínua de veículos em estradas (*i.e.* a bordo) (Tabela 1.6); (3) medições realizadas em túneis (Tabela 1.7) (Kristensson *et al.*, 2004).

Tabela 1.5 - Dados dos FE, para diferentes categorias de veículos a partir de testes com dinamómetro (adaptado de Fontaras *et al.*, 2011; Bergvall *et al.*, 2009;).

Ciclo de Condução	Combustível	CO [g.km <sup>-1</sup> ]	CO <sub>2</sub> [g.km <sup>-1</sup> ]	HC [g.km <sup>-1</sup> ]	NO <sub>x</sub> [g.km <sup>-1</sup> ]	PM [mg.km <sup>-1</sup> ]
<b>Urbano</b>	Gasolina	0,336 ± 0,458	0,266 ± 0,080	0,032 ± 0,004	0,040 ± 0,017	1,75 ± 0,210
<b>Rural</b>		0,182 ± 0,038	0,156 ± 0,032	0,013 ± 0,006	0,067 ± 0,074	3,15 ± 0,210
<b>Autoestrada</b>		3,26 ± 3,95	0,211 ± 0,028	0,077 ± 0,088	0,073 ± 0,088	18,5 ± 4,95
<b>Urbano</b>	Diesel	0,030 ± 0,028	0,210 ± 0,018	0,014 ± 0,007	0,783 ± 0,169	55,7 ± 24,0
<b>Rural</b>		0,008 ± 0,011	0,127 ± 0,022	0,006 ± 0,004	0,425 ± 0,083	31,7 ± 17,1
<b>Autoestrada</b>		0,009 ± 0,004	0,148 ± 0,010	0,005 ± 0,003	0,677 ± 0,106	37,7 ± 16,4

Tabela 1.6 - Dados dos FE, em g.km<sup>-1</sup>, para diferentes categorias de veículos a partir de medições a bordo.

	CO	CO <sub>2</sub>	HC	NO <sub>x</sub>	NO
<b>Diesel<sup>a</sup></b>	0,121	217	0,076	0,472	-
<b>Diesel<sup>b</sup></b>	0,497 ± 0,049	158,0 ± 15,00	-	0,148 ± 0,065	-
<b>Gasolina<sup>c</sup></b>					
<b>Euro 0</b>	33,4 ± 21,7	-	3,60 ± 2,60	1,90 ± 1,10	-
<b>Euro 1</b>	11,3 ± 10,6	-	0,700 ± 0,620	1,00 ± 1,40	-
<b>Euro 2</b>	4,10 ± 2,80	-	0,310 ± 0,340	0,470 ± 0,390	-
<b>Euro 3</b>	2,20 ± 2,30	-	0,090 ± 0,070	0,230 ± 0,290	-
<b>Euro 4</b>	0,400 ± 0,210	-	0,020 ± 0,010	0,050 ± 0,030	-
<b>Gasolina<sup>d</sup></b>	28,7	-	-	-	1,14
<b>Gasolina<sup>b</sup></b>	0,927 ± 0,429	232 ± 16,0	-	0,148 ± 0,065	-

<sup>a</sup> Ropkins *et al.* (2007)

<sup>b</sup> Hu *et al.* (2012)

<sup>c</sup> Huo *et al.* (2012)

<sup>d</sup> Achour *et al.* (2011)



**Tabela 1.7 - Dados dos FE para veículos ligeiros (i.e. veículos ligeiros de passageiros, comerciais e motociclos) obtidos através de medições em túneis rodoviários.**

<i>Túnel</i>	<i>CO</i> [g.km <sup>-1</sup> ]	<i>NO<sub>x</sub></i> [g.km <sup>-1</sup> ]	<i>CO<sub>2</sub></i> [g.km <sup>-1</sup> ]	<i>HCNM</i> [g.km <sup>-1</sup> ]	<i>COVs</i> [g.km <sup>-1</sup> ]	<i>PM<sub>10</sub></i> [mg.km <sup>-1</sup> ]	<i>PM<sub>2,5</sub></i> [mg.km <sup>-1</sup> ]
<i>Washburn (Houston, TX USA)<sup>a</sup></i>	6,60	0,800	-	-	-	-	-
<i>Söderleds (Stockholm, Sweden)<sup>b</sup></i>	-	1,07 ± 0,030	-	-	-	236 ± 12,0	67,0 ± 5,00
<i>Tuscarora (Tuscarora, PA, U.S)<sup>c</sup></i>	3,04 ± 0,300	0,240 ± 0,160	144 ± 7,46	0,180 ± 0,040	-	-	-
<i>Fort McHenry (Baltimore, MD, USA)<sup>c</sup></i>	3,95 ± 0,340	0,500 ± 0,060	175 ± 0,930	0,390 ± 0,060	-	-	-
<i>Janio Quadros e Maria Maluf<sup>d</sup></i>	14,6 ± 2,30	1,60 ± 0,300	-	-	1,35 ± 1,26	-	-

<sup>a</sup> McGaughey et al. (2004); apud Martins et al. (2006)

<sup>b</sup> Kristensson et al. (2004)

<sup>c</sup> Pierson et al. (1996)

<sup>d</sup> Martins et al. (2006)

Na Tabela 1.8 são apresentados FE de PM, EC e OC para diferentes categorias de veículos e normas de emissão. Estes FE foram retirados de alguns trabalhos já realizados e são aqui colocados com o principal objetivo duma possível estimativa dos fatores de emissão do material particulado para os veículos testados na presente dissertação.

**Tabela 1.8 - Dados dos FE de PM para diferentes categorias de veículos.**

<i>Combustível</i>	<i>FE PM</i> [mg.km <sup>-1</sup> ]	<i>FE EC</i> [mg.km <sup>-1</sup> ]	<i>FE OC</i> [mg.km <sup>-1</sup> ]	<i>EC</i> [%]	<i>OC</i> [%]	<i>OC/EC</i>
<b><i>Diesel</i></b>						
<i>Euro 0<sup>c</sup></i>	225	117	56,0	52,0	25,0	0,479
<i>Euro 1 - Euro 3<sup>c</sup></i>	40,0	32,0	5,30	80,0	13,0	0,166
<i>Euro 3-Euro 4<sup>a</sup></i>	25,0 ± 6,00	12,9 ± 0,335	4,97 ± 1,69	-	-	0,261 - 0,502
<i>Euro 4<sup>c</sup></i>	37,0	26,0	7,00	70,0	19,0	0,269
<i>Todas<sup>b</sup></i>	-	-	-	62,0 - 64,0	31,0 - 34,0	-
<b><i>Gasolina</i></b>						
<i>Euro 3<sup>a</sup></i>	5,80 ± 0,300	0,471 ± 0,134	1,46 ± 0,491	-	-	2,88 - 3,23
<i>Todas<sup>b</sup></i>	-	-	-	5,90 - 37,0	24,0 - 75,0	-

<sup>a</sup> Geller et al. (2006)

<sup>b</sup> Chow et al. (2011)

<sup>c</sup> Caserini et al. (2013)

A razão OC/EC é utilizada como indicador para estimar a contribuição do tráfego rodoviário nas emissões de material carbonoso presente na atmosfera e para diferenciar principalmente o OC (Gelencsér et al., 2007; Castro et al., 1999). Nas Tabelas 1.9 e 1.10 apresentam-se razões de OC/EC retirados de Pio et al. (2011) com o objetivo de comparar os resultados obtidos neste trabalho com dados disponíveis da bibliografia.

**Tabela 1.9 - Razões de OC/EC obtidos a partir de testes com dinamómetro.**

<i>Combustível</i>	<i>Tipo de Aerossol</i>	<i>OC /EC</i>	<i>Referencia</i>
<i>Diesel:</i>	PM <sub>16</sub>	0,3 - 0,5	Kerminen et al. (1994)
<i>Diesel:</i>	PM <sub>10</sub>	0,7	Cadle et al. (1999)
<i>Gasolina:</i>	PM <sub>2</sub>	2,3	Ålander et al. (2004)
<i>Gasolina:</i>	PM <sub>1,8</sub>	1,7	Robert et al. (2007)
	PM <sub>0,1</sub>	> 1	

Tabela 1.10 - Razões de OC/EC obtidos a partir de medições em túneis rodoviários.

<i>Localização do Túnel</i>	<i>Tipo de Aerossol</i>	<i>OC /EC</i>	<i>Referencia</i>
<i>Birmingham, Inglaterra</i>	Partículas Suspensas Totais	0,6	Castro (1997)
<i>Los Angeles, EUA</i>	PM <sub>10</sub>	0,8	Gillies <i>et al.</i> (2001)
	PM <sub>2,5</sub>	0,76	
<i>Seoul, Coreia do Sul</i>	PM > 2,1 µm	0,27	Ma <i>et al.</i> (2004)
	PM < 2,1 µm	0,21	
Viena, Áustria	PM <sub>10</sub>	0,9	Handler <i>et al.</i> (2008)
	PM <sub>2,5</sub>	0,3	
Guangzhou, China	PM <sub>2,5</sub>	0,49	He <i>et al.</i> (2008)
Taiwan	PM <sub>2,5</sub>	0,4-0,6	Hung-Lung & Yao-Sheng (2009)
Marselha, França	PM <sub>10</sub>	0,61	El Haddad <i>et al.</i> (2009)
	PM <sub>2,5</sub>	0,53	
Lisboa, Portugal	PM <sub>2,5</sub>	0,29 -0,37	Pio <i>et al.</i> (2011)

## 2. Parte Experimental

### 2.1 Metodologia

Com o intuito de caracterizar e quantificar os gases e partículas emitidas pelos motores de veículos ligeiros mais comuns em circulação em Portugal (em termos de cilindrada e idade) foram realizados ensaios a partir dum dinamómetro (*Institut Français des Sciences et Technologies des Transports, de L'Aménagement et des Réseaux* (IFSTTAR); Bron, França) utilizando três ciclos de condução diferentes. É importante referir que neste trabalho foram apenas analisados os poluentes regulamentados, *i.e.*, CO<sub>2</sub>, CO, NO<sub>x</sub>, HC, CH<sub>4</sub> e HCNM. Posteriormente, as amostras representativas de emissão de PM foram analisadas a partir dum método termo-ótico desenvolvido no Departamento de Ambiente e Ordenamento (DAO), da Universidade de Aveiro, permitindo obter FE de EC, OC e CT.

### 2.2 Descrição do Dinamómetro

O dinamómetro consiste num “rolamento” colocado sob os pneus dos veículos a testar. Para se dar início aos testes, os veículos são conduzidos para cima da plataforma do dinamómetro, no qual é utilizado um ciclo de condução (ver Secção seguinte). Este sistema simula a resistência da estrada durante a condução real e fornece informações importantes acerca da potência e binário do motor, velocidade, temperatura dos gases de exaustão, *etc.* Nas Figuras seguintes é apresentado o dinamómetro utilizado no desenvolvimento deste trabalho. Nos ensaios foram apenas usados veículos ligeiros.



Figura 2.1 - Fotografia do dinamómetro utilizado.

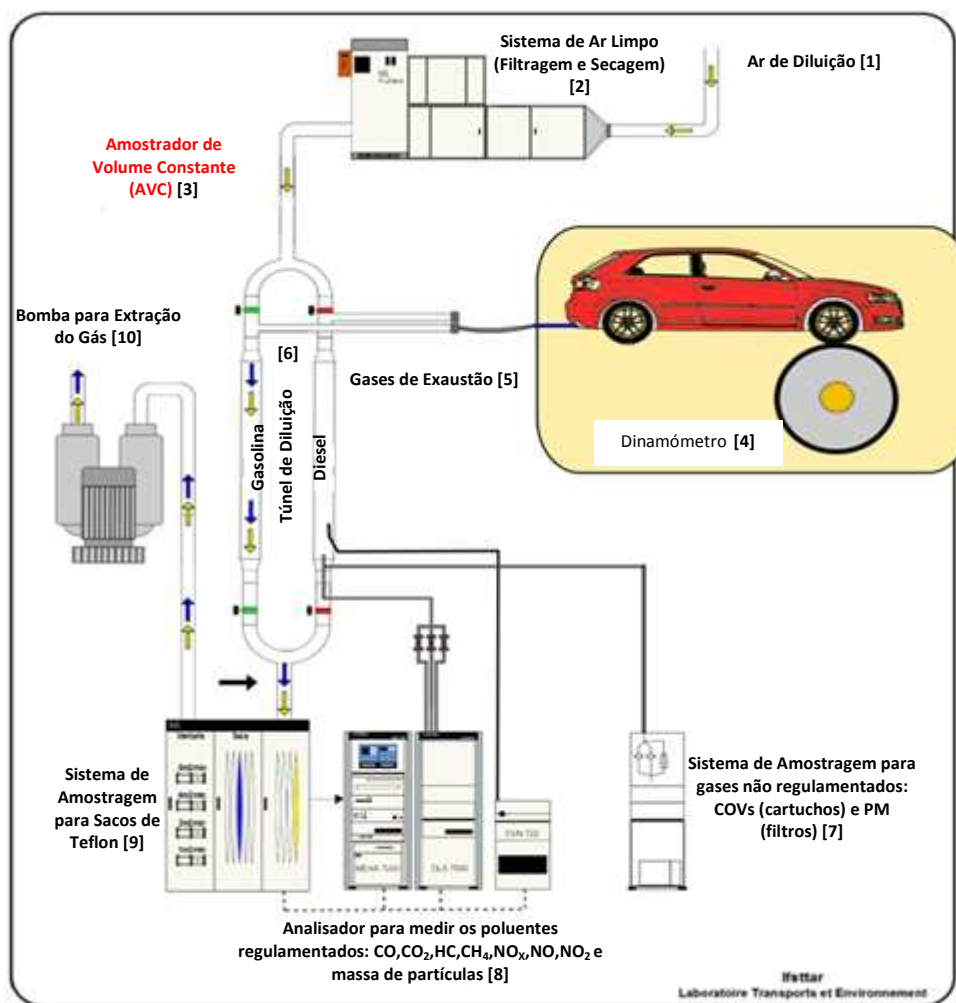


Figura 2.2 - Descrição técnica do dinamómetro.

A Figura 2.2 permite observar que os gases de exaustão dos veículos (ver ponto 5) são diluídos com ar ambiente previamente filtrado e seco (ver pontos 1 e 2), através dum AVC (ver ponto 3). Este método de amostragem reflete a diluição natural e arrefecimento dos gases de exaustão que saem do tubo de escape dos veículos e elimina o problema duma condensação de água durante a recolha das amostras (Flandrin, 2002). O AVC é composto por dois túneis de diluição (ver ponto 6), um utilizado para os veículos a *diesel* e outro para os a gasolina, onde são realizadas as tomas para as medições dos gases e partículas. Para a amostragem dos gases de exaustão são utilizados dois sistemas de monitorização, um que mede os poluentes regulamentados (CO, CO<sub>2</sub>, HC, CH<sub>4</sub>, NO<sub>x</sub>, NO, NO<sub>2</sub> e PM) (ver ponto 8) e o outro analisa os gases não regulamentados (COVs) e novamente PM (ver ponto 7). No método de amostragem utilizado, os gases de exaustão foram medidos em contínuo através da utilização dos dois sistemas de monitorização referidos anteriormente ou então recolhidos em sacos de teflon (ver ponto 9) para análise posterior. Por fim, a bomba de extração (ver ponto 10) tem como principal finalidade remover os gases de exaustão que se encontram nos túneis de diluição.

Com intuito de permitir uma melhor compreensão do sistema de amostragem utilizado neste trabalho são apresentadas fotografias de cada componente no Anexo 1.

## 2.3 Análise dos Ciclos de Condução

Neste trabalho para a amostragem e caracterização dos gases de exaustão dos motores de veículos ligeiros mais comuns em circulação em Portugal (em termos de cilindrada e idade) foram realizados três ciclos de condução, o ARTEMIS estrada, ARTEMIS urbano e o NCCE. Nas Secções seguintes são apresentadas as características principais destes ciclos de condução.

### 2.3.1 ARTEMIS estrada

O ciclo de condução ARTEMIS estrada representa a condução real em ambiente rural, *i.e.*, fora das zonas urbanas (André *et al.*, 2006).

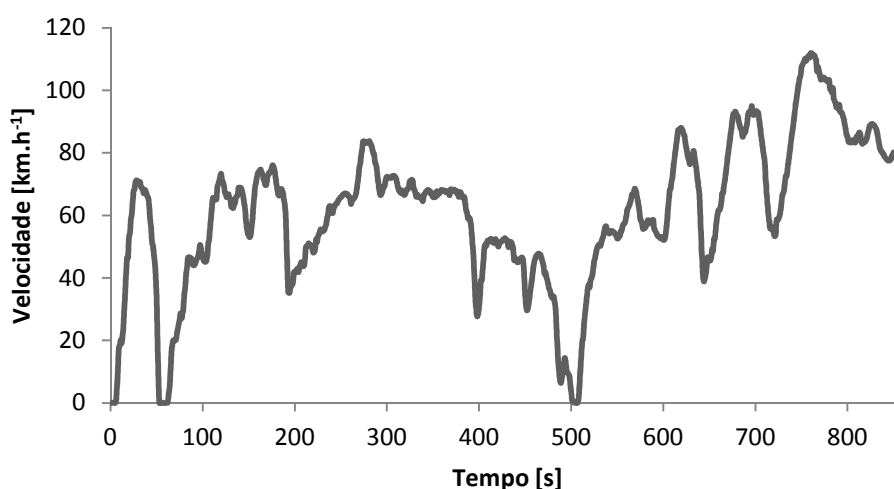


Figura 2.3 - Ciclo de condução ARTEMIS estrada.

Tabela 2.1 - Características do ciclo de condução ARTEMIS estrada (adaptado de André, 2006).

	Duração [s]	Distância [km]	Velocidade Média [km.h <sup>-1</sup> ]	Velocidade Máxima [km.h <sup>-1</sup> ]	Número de Paragens	Duração de Paragens [%]
ARTEMIS estrada	862	14,8	61,6	112	2,0	2,20

O ciclo de condução ARTEMIS estrada apresenta uma duração de 862 segundos sendo percorridos no total 14,8 km. Neste ciclo de condução a velocidade média atingida pelos veículos é intermédia, atingindo na parte final uma velocidade máxima de 112 km.h<sup>-1</sup>. O número de paragens é reduzido, apenas duas, representando cerca de 2 % do tempo total do ciclo (Figura 2.3 e Tabela 2.1).

### 2.3.2 ARTEMIS urbano

O ciclo de condução ARTEMIS urbano representa a condução real em ambiente urbano, *i.e.*, no interior das cidades (André *et al.*, 2006).

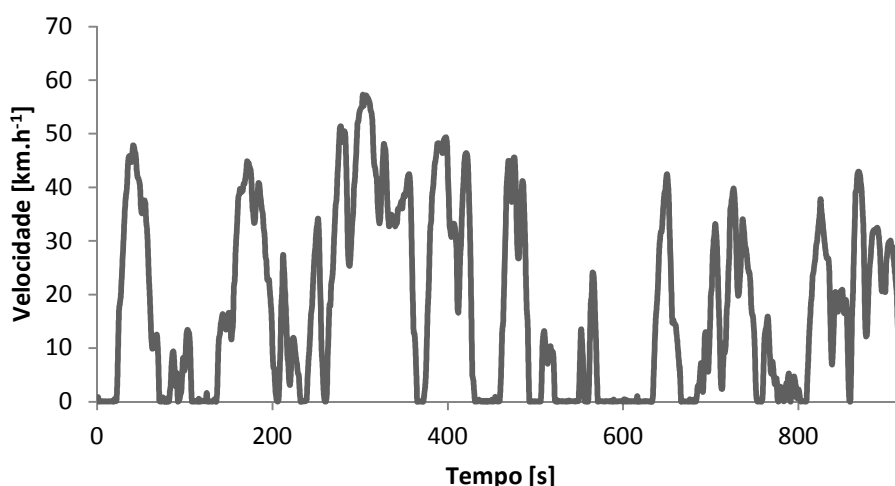


Figura 2.4 - Ciclo de condução ARTEMIS urbano.

Tabela 2.2 - Características do ciclo de condução ARTEMIS estrada (adaptado de André, 2006).

	Duração [s]	Distância [km]	Velocidade Média [km.h <sup>-1</sup> ]	Velocidade Máxima [km.h <sup>-1</sup> ]	Número de Paragens	Duração de Paragens [%]
<b>ARTEMIS urbano</b>	920	4,47	17,5	57,3	21,0	28,3

O ciclo de condução ARTEMIS urbano apresenta uma duração de 920 segundos sendo percorridos no total 4,47 km. Neste ciclo de condução a velocidade média dos veículos é baixa, atingindo uma velocidade máxima de 57,3 km.h<sup>-1</sup> aproximadamente aos 300 segundos do ciclo. O número de paragens é elevado, 21 paragens, representando cerca de 28,3 % do tempo total do ciclo. Em grande parte deste ciclo o veículo a testar encontra-se parado, devido, por exemplo, a simulações de paragens nos sinais luminosos (*i.e.* semáforos) (Figura 2.4 e Tabela 2.2).

### 2.3.3 Novo Ciclo de Condução Europeu

Embora seja admitido pela comunidade científica que o NCCE ou Grupo de Emissões dos Veículos a Motor (GEVM) não permite a determinação de FE realistas, a sua utilização é útil por razões de comparabilidade, pois grande parte dos dados mais antigos foram medidos utilizando principalmente (ou apenas) este ciclo.

O principal interesse de utilizar o NCCE, consiste no facto deste possibilitar a utilização de dados antigos (André, 2006). O NCCE foi realizado apenas para as medições de gases regulamentados (CO<sub>2</sub>, CO, NO<sub>x</sub>, HC e HCNM), a fim de relacionar os veículos a uma dada classe Euro e verificar se estes estavam ou não a cumprir os valores limite estipulados pelas normas de emissão europeias.

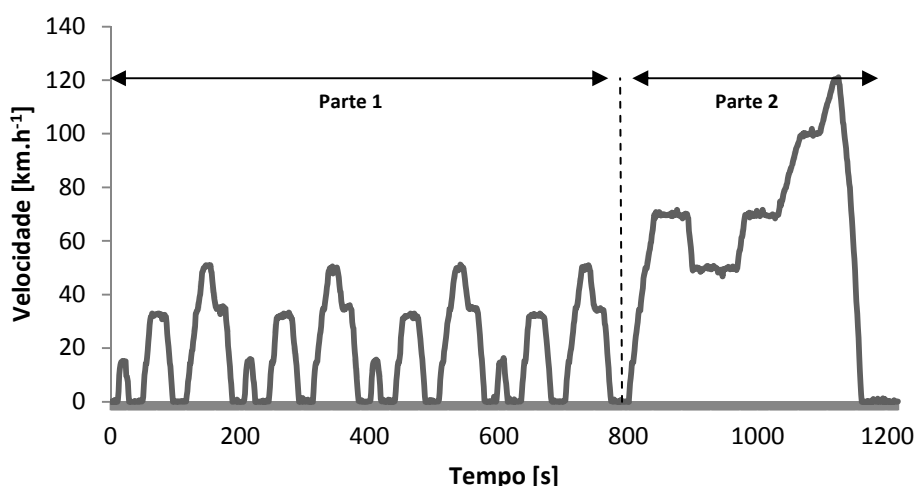


Figura 2.5 - Ciclo de condução NCCE.

O NCEE está dividido em duas partes, a parte um (ciclo urbano) (CEE, 1991), que é caracterizado por apresentar baixas velocidades do veículo, carga do motor e temperaturas dos gases de exaustão reduzidas (Weiss *et al.*, 2011b). Em contraste, na parte dois (ciclo extraurbano) (CEE, 1991), o veículo a testar pode atingir uma velocidade máxima de  $120 \text{ km.h}^{-1}$ . Este ciclo cobre uma distância de 11,007 km que é percorrida num período de 1180 s com uma velocidade média de  $34 \text{ km.h}^{-1}$  (Weiss *et al.*, 2011b) (Figura 2.5).

## 2.4 Amostras e Medições

Para todos os veículos analisados foram realizadas pelo menos 2 réplicas para cada um dos seguintes ciclos de condução:

- ARTEMIS urbano, com partida a frio,
- ARTEMIS urbano, com partida a quente,
- ARTEMIS estrada, sempre partida a quente,
- NCCE, sempre partida a frio.

É importante referir que “partida a frio” significa que o ciclo de condução foi iniciado com o motor do veículo a uma temperatura inferior a  $30^\circ\text{C}$  (André, 2004b). Como já foi referido na Secção 1.3.1.1.1, os poluentes regulamentados foram medidos por técnicas analíticas usuais: medição de CO e  $\text{CO}_2$  por radiação infravermelha não dispersiva,  $\text{NO}_x$  por luminescência química, HC por deteção de ionização de chama e PM por determinação gravimétrica da massa filtrada (Joumard *et al.*, 2006).

A linha de amostragem a partir do túnel AVC para monitorização em contínuo dos gases de exaustão com analisadores automáticos opera a caudais de 6 a 8 e de 8 a  $11 \text{ m}^3.\text{min}^{-1}$  para veículos a *gasolina* e *diesel*, respetivamente.

As medições das emissões de PM foram realizadas utilizando duas linhas de amostragem que permitem operar com um caudal até  $50 \text{ l.min}^{-1}$ . Para os veículos a *diesel*, que emitem fuligem (*i.e.* todos os veículos a *diesel* que não estão equipados com FPD), a recolha de amostras de PM foi realizada usando dois filtros de quartzo (Whatman QM-A) em paralelo: um para medição de CT, OC, EC e iões inorgânicos, e outro para a identificação de marcadores moleculares (PAHs,

hopanos, esteranos, *etc.*). Neste trabalho apenas foram analisados os primeiros filtros (*i.e.* foi feita a medição de CT, OC, EC), os quais foram imediatamente refrigerados após os ensaios com o dinamómetro. Foram utilizados filtros de fibra de quartzo. Foi necessária a utilização deste tipo de filtros uma vez que, na determinação do material carbonoso pelo método termo-ótico são os únicos que apresentam resistência às temperaturas do método de análise, podendo ser aquecidos até 1000 °C sem alterar a sua estrutura (Chow *et al.*, 2006).

As condições de amostragem, incluindo diluições e repetição de ciclos de condução, foram definidas para cada veículo, dependendo dos seus níveis de emissão previamente verificados através da utilização do NCCE. Cada amostragem de PM foi repetida utilizando diferentes caudais de amostragem e/ou diluições, com o intuito de obter diferentes condições de análise química (fração carbonosa e sua especiação e fração solúvel). Dependendo da carga de partículas emitida pelos diferentes veículos, uma “amostra” de partículas para estimar o FE para um determinado veículo e tipo de ciclo, pode resultar de um único ensaio, ou da acumulação de dois ou três ensaios nas mesmas condições, de modo a se obter uma quantidade de partículas que permitisse a determinação dos parâmetros anteriormente referidos. Diariamente, foi realizado pelo menos um branco do ar de diluição, nas mesmas condições de amostragem dos gases de exaustão (incluindo tempo de amostragem, caudal no AVC, *etc.*).

## 2.5 Veículos Seleccionados

Os veículos seleccionados para a realização deste trabalho representam os modelos de veículos mais frequentes na frota automóvel Portuguesa. Estes foram seleccionados de acordo com os seguintes critérios: normas de emissões Europeia (*i.e.* normas Euro), a motorização (*i.e.* gasolina ou *diesel*), a capacidade do motor: grandes, intermédios e pequenos veículos com motor (definidos de acordo com as seguintes capacidades: <1,4 l, 1,4-2 l e  $\geq 2$  l) e ainda pela presença ou não de um sistema de pós-tratamento (*i.e.* FPD) (Tabela 2.3). Devido a dificuldades em se encontrar um veículo a gasolina disponível para os ensaios com motorização superior a 2 l, optou-se por substituir este por um de baixa motorização Euro 4, mas sem filtro, identificado na Tabela 2.3 pelo número 8.

**Tabela 2.3 - Veículos mais frequentes da frota automóvel Portuguesa e suas características principais.**

Nº do Veículo	Nº IFSTTAR	Classe do Veículo	Modelo (Ano)	Capacidade do Motor [l]	Quilometragem [km]	FPD
1	474	Euro 3 Gasolina (<1,4 l)	Peugeot 206 (2004)	1.1	69.413	Não
2	475	Euro 3 <i>Diesel</i> (1,4-2 l)	Renault Megane Scénic (2003)	1.5	127.700	Não
3	476	Euro 4 <i>Diesel</i> (1,4<2l)	Citroën Xsara Picasso (2006)	1.6	57.764	Não
4	477	Euro 4 Gasolina (<1,4l)	Toyota Aygo (2006)	1.0	31.238	Não
5	478	Euro 5 <i>Diesel</i> (1,4<2l)	Opel Astra (2011)	1.7	39.600	Sim
6	479	Euro 5 Gasolina (<1,4l)	Opel Agila (2012)	1.2	9.900	Não
7	480	Euro 4 <i>Diesel</i> (1,4-2l)	Volkswagen Passat (2009)	2.0	75.110	Sim
8	481	Euro 4 <i>Diesel</i> (<1,4l)	Opel Tigra Twin Top (2008)	1.3	69.463	Não



Ao longo deste trabalho os diferentes veículos vão ser distinguidos de acordo com a numeração atribuída (*i.e.* de 1 a 8) ou pela classe do veículo. Importa referir que foi ainda colocada a numeração adotada pelo IFSTTAR com o principal objetivo de facilitar, mais tarde, uma possível análise dos dados em “bruto” dos resultados.

## 2.6 Determinação da Massa de PM

A determinação da massa de PM emitida pelos veículos analisados é determinada por análise gravimétrica antes e após a amostragem (Equação 4). Antes da pesagem, os filtros devem permanecer durante pelo menos 24 horas numa sala com condições controladas de temperatura e humidade para atingir condições de equilíbrio. As pesagens são realizadas, na mesma sala, numa balança *Radwag MYA 5/2Y/F* (precisão de  $\pm 0,000003$ ). Uma pesagem é considerada válida quando se obtêm pelo menos seis pesagens consecutivas concordantes dentro da gama de precisão da balança. Tal procedimento é necessário uma vez que a higroscopicidade dos filtros pode induzir a pesagens erradas.

$$PM [\mu g] = PM_{Depois da Amostragem} - PM_{Antes da Amostragem} \quad [4]$$

## 2.7 Sistema de Análise Termo Ótico

Com o objetivo de determinar as quantidades de EC e OC presentes nas amostras foi utilizado um método desenvolvido do DAO, da Universidade de Aveiro. Este consiste num sistema termo-ótico e o seu princípio de funcionamento está relacionado com a volatilização/oxidação de todo o material carbonoso a  $CO_2$  acompanhado por um programa de temperaturas definido e pela transmitância de luz através do filtro que se pretende analisar (Pio *et al.*, 1994).

Em termos experimentais, em primeira instância, coloca-se uma porção do filtro de forma circular com 9 mm de diâmetro na vertical, num porta-amostras, e introduz-se este na primeira zona de aquecimento. Antes de se iniciar a análise deve ser efetuada uma purga ao sistema que consiste na introdução duma corrente de  $N_2$ . Considera-se que a purga ao sistema está concluída no momento em que regista o valor zero no analisador de  $CO_2$ . Este procedimento é realizado com o principal intuito de eliminar quaisquer vestígios de dióxido de carbono que possam ter sido adquiridos pelo sistema de análise no momento em que se colocou o porta-amostras na primeira zona de aquecimento.

Este método para a determinação do material carbonoso está dividido em duas fases distintas. Na primeira fase do método, é introduzida uma corrente de  $N_2$ , ocorrendo o aquecimento controlado da amostra até 600 °C e a consequente volatilização da fração orgânica presente (que corresponde à fração mais volátil do material carbonoso). Na segunda fase, quando todo o OC já foi volatilizado, é introduzida uma corrente de ar e  $N_2$  ( $Q_{N_2} = 250 \text{ ml} \cdot \text{min}^{-1}$  e  $Q_{N_2+ar} = 300 \text{ ml} \cdot \text{min}^{-1}$ ) que juntamente com o aumento da temperatura, promove a oxidação e volatilização do EC.

Um dos possíveis erros que podem ocorrer na primeira fase deste método consiste na sobrestimação do EC presente nas amostras devido à ocorrência em maior ou menor extensão de pirólise de OC na primeira fase de aquecimento. Com o objetivo de corrigir este possível erro na

quantificação do material carbonoso, é efetuada a monitorização do enegrecimento da porção do filtro colocada no sistema através da medição da intensidade da luz emitida por uma fonte de laser e transmitida pelo filtro durante a análise. Isto permite separar o EC formado pela pirólise do OC daquele que estava na amostra.

Posteriormente, na segunda fase do método, com a introdução de  $O_2$ , o EC inicial e o formado por pirólise são oxidados fazendo o laser reagir até aos valores de transmitância dum filtro de quartzo limpo. O momento da análise em que o valor do laser iguala o sinal inicial é usado como ponto de separação entre o EC e o carbono formado pela pirólise dos compostos orgânicos volatilizados na primeira parte (Afonso *et al.*, 2004). De forma a facilitar a compreensão do método utilizado para corrigir um possível erro na quantificação do material carbonoso, na Figura 2.6 é possível observar um exemplo dum resultado gráfico da utilização do método termo-ótico para um dos veículos testados.

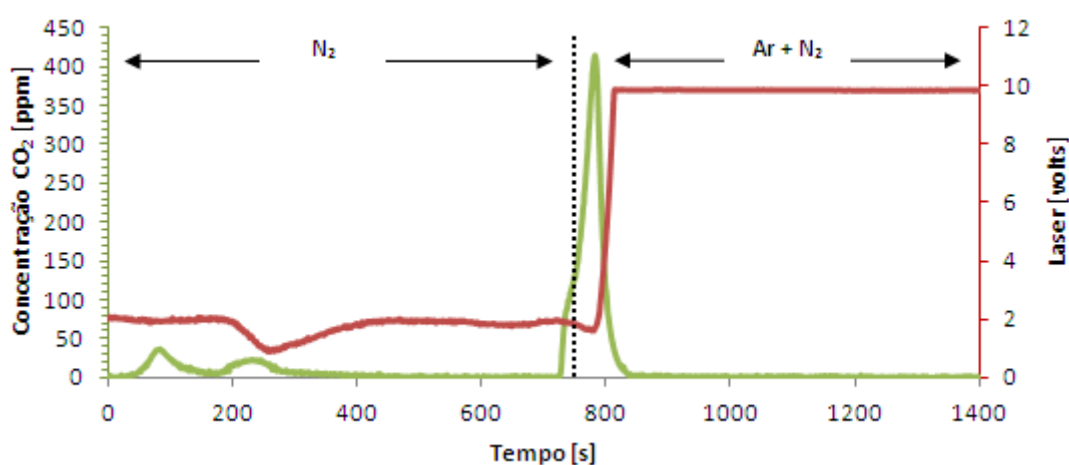


Figura 2.6 - Termograma característico duma amostra proveniente de um veículo.

A análise da Figura 2.6 permite observar que o carbono orgânico pirolisou desde o momento da introdução duma mistura de ar e  $N_2$  no sistema, *i.e.*, dos 730 até aproximadamente aos 800 segundos. Neste caso específico o carbono pirolítico (CP) corresponde a 36,15 ppm.

Mais uma vez, com o objetivo de facilitar o entendimento do método utilizado neste trabalho, na Figura 2.7 apresenta-se um esquema representativo dos elementos que constituem o sistema termo-ótico utilizado durante o procedimento experimental (Cerqueira *et al.*, 2004).

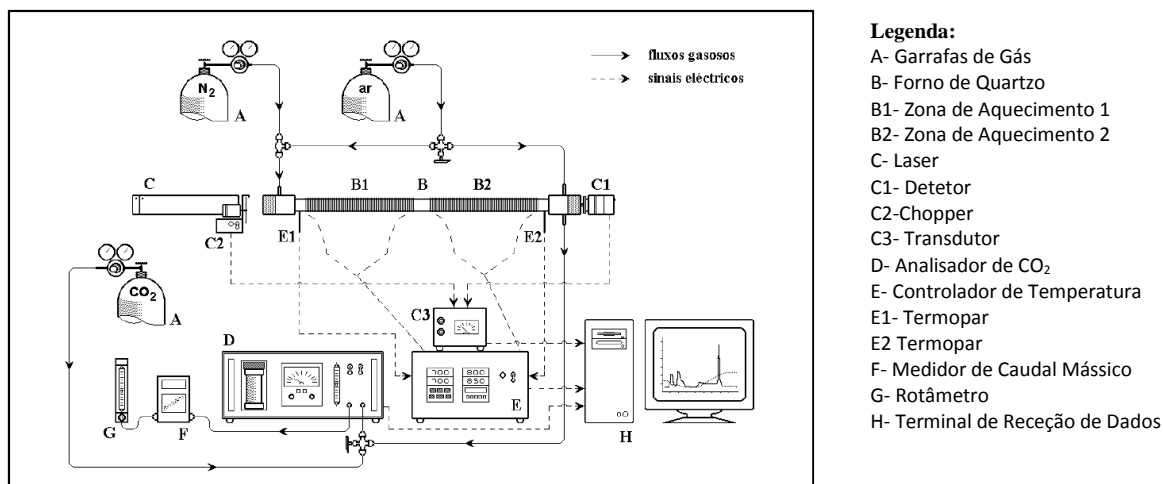


Figura 2.7 – Esquema representativo do sistema termo ótico utilizado.

O sistema de análise termo-ótico é composto por três garrafas de gás (A). As de  $N_2$  e Ar, como já foi referido anteriormente, são utilizadas durante o procedimento experimental. A de  $CO_2$  é usada para uma calibração prévia do sistema de análise (ver Anexo 2). É possível observar um forno de quartzo (B) com duas zonas de aquecimento (B1 e B2). A primeira zona de aquecimento pode ser aquecida em intervalos de temperatura controlados até aos 950 °C. A segunda zona de aquecimento (forno com catalisador de óxido cúprico ( $CuO$ )) é mantida a 700 °C durante toda a análise, com o objetivo de garantir a conversão total a  $CO_2$  de todos os compostos de carbono gasosos libertados na primeira zona de aquecimento (Alves, 2001). O controlador de temperatura (E) os termopares (E1 e E2) presentes em cada uma das zonas de aquecimento permitem que o programa de temperaturas pretendido seja executado de uma forma correta. Este sistema possui também um laser de hélio-néon (632,8 nm), ligado a um detetor (C1) e a um transdutor (C3). Com o intuito de eliminar possíveis interferências que possam ocorrer devido à existência de outras fontes de luz, ao laser está associado um *chopper* (C2). Para controlar o caudal de gás ( $N_2$ , Ar e  $CO_2$ ) é utilizado um medidor de caudal mássico (F) e um rotâmetro (G). Por último, um computador desempenha o papel de terminal de receção de dados (H), registando para cada segundo as temperaturas, concentrações de  $CO_2$ , sinal de laser e caudal observados durante a realização do procedimento experimental (Silva, 2010).

## 2.8 Determinação dos FE dos Gases de Exaustão

Relativamente ao tratamento dos dados para a determinação dos FE dos gases de exaustão dos veículos através dum método em contínuo ou pelo método da recolha dos gases em sacos de teflon para posterior análise, ambos utilizam um procedimento de cálculo semelhante. De seguida apresenta-se o método para a determinação dos FE pelo primeiro método. O sistema de aquisição de dados do dinamómetro fornece as seguintes informações:

- Tempo [s];
- Caudal do Gás AVC [ $m^3 \cdot N \cdot min^{-1}$ ];
- Volume do Gás AVC [ $m^3 \cdot N$ ];
- Pressão do Gás AVC [mbar];
- Temperatura do Gás [°C];

- Conc. CO [ppm];
- Conc. CO<sub>2</sub> [%];
- Conc. NO<sub>x</sub> [ppm];
- Conc. HC [ppmC];
- Conc. CH<sub>4</sub> [ppmC];
- Velocidade do Veículo [km.h<sup>-1</sup>];
- Distância Percorrida [km];
- Etc.

A partir dos dados descritos anteriormente é então possível determinar os FE dos gases de exaustão. Seguidamente é apresentada uma equação geral que permite a sua obtenção.

$$FE \text{ Gases de Exaustão} \left[ \frac{g}{km} \right] = \frac{(Conc. \text{ Gás} - Conc. \text{ Gás}_{branco}) \times 10^{-6} \times \frac{P}{RT} \times M_r \times V}{Distância \text{ Percorrida}} \quad [5]$$

onde,

**Conc. Gás:** Concentração média do gás durante o ciclo de condução [ppm];

**Conc. Gás<sub>branco</sub>:** Concentração média do gás presente no ar de diluição (branco) [ppm];

**P:** Pressão atmosférica nas condições normais (101325 Pa);

**R:** Constante (8,314 J.mol<sup>-1</sup>K<sup>-1</sup>);

**T:** Temperatura nas condições normais (273,15 K);

**M<sub>r</sub>:** Massa relativa do gás em análise [g.mol<sup>-1</sup>].

**V:** Volume de Gás AVC [m<sup>3</sup>.N];

**Distância Percorrida:** Distância percorrida durante o ciclo de condução [km];

A equação que permite a obtenção dos FE dos gases de exaustão consiste na subtração da concentração média do poluente em análise pelo respetivo branco. Posteriormente a concentração deve ser multiplicada por 10<sup>-6</sup> uma vez que as concentrações fornecidas pelo sistema de aquisição de dados estão em ppm. De seguida, tudo é multiplicado pela equação dos gases perfeitos (PV=nRT), massa relativa do gás em análise e volume amostrado durante o procedimento experimental com o intuito de obter a massa do poluente. Há que referir que, tendo em conta que o valor do volume amostrado pelo sistema de aquisição já se encontra em condições normalizadas, são utilizadas para o cálculo dos FE, pressões atmosféricas e temperaturas nas condições normais. Por fim, divide-se a massa de poluente pela distância percorrida durante o ciclo de condução utilizado.

É importante referir que a equação apresentada consiste numa “fórmula geral” para a obtenção do FE, sendo porventura necessário efetuar pequenos ajustes nos dados de entrada para cada um dos parâmetros em análise.

## 2.9 Determinação dos FE do Material Carbonoso

Para a determinação dos FE do material carbonoso presente nas amostras de partículas recolhidas durante os ensaios experimentais, como já foi referido anteriormente, foi utilizado um método termo-ótico. Este sistema de análise tem como dados de saída a massa total de cada fração do material carbonoso presente no filtro amostrado, *i.e.*, massa de CT, OC e EC em  $\mu\text{g}$ . Para a determinação dos FE destas frações foi utilizada a seguinte equação:

$$FE \text{ Material Carbonoso} \left[ \frac{mg}{km} \right] = \left[ \frac{\left( \frac{massa_{Filtro} \times Q_{AVC}}{Q_{Amostrado}} \right) - \left( \frac{massa_{Branco} \times Q_{AVC}}{Q_{Amostrado}} \right)}{Distância Percorrida} \right] \times 10^{-3} \quad [6]$$

onde,

***massa<sub>Filtro</sub>***: Massa de cada fração do material carbonoso no filtro amostrado [ $\mu\text{g}$ ];

***massa<sub>Branco</sub>***: Massa de cada fração do material carbonoso no filtro correspondente à amostragem do branco [ $\mu\text{g}$ ];

***Q<sub>AVC</sub>***: Caudal no amostrador de volume constante durante a amostragem [ $\text{m}^3 \cdot \text{min}^{-1}$ ];

***Q<sub>Amostrado</sub>***: Caudal na zona onde se encontrava o sistema de amostragem das PM [ $\text{m}^3 \cdot \text{min}^{-1}$ ];

***Distância Percorrida***: Distância percorrida durante o ciclo de condução [km];

A equação que permite a obtenção dos FE consiste na subtração da massa de material carbonoso presente no filtro amostrado durante os ensaios pelo respetivo branco. Há que referir que para ambos, *i.e.*, massa no filtro e no branco, foi necessário ter em atenção o fator de diluição aplicado para os diferentes ensaios. Por fim, para a obtenção dos respetivos FE, divide-se a massa de cada fração do material carbonoso pela distância percorrida durante o ciclo de condução utilizado.



### 3. Resultados e Discussão

Nesta Secção, primeiramente, é realizada uma análise da influência das velocidades e acelerações impostas nos ciclos de condução ARTEMIS nos valores instantâneos de emissão dos diferentes poluentes pelos veículos. Posteriormente o impacte do condutor nas emissões dos gases de exaustão para os diferentes ciclos de condução é avaliado e discutido na Secção 3.2. São também apresentados e discutidos os resultados obtidos para os FE médios de gases de exaustão e material carbonoso para cada ciclo de condução para os diferentes veículos. Importa referir que não foi possível a determinação direta dos fatores de emissão do material particulado,  $PM_{10}$ , uma vez que, como é possível constatar nas Tabelas apresentadas no Anexo 3, a grande maioria dos resultados obtidos foram considerados inválidos. Este facto ficou a dever-se ao tipo de porta filtros usado, cujo sistema de selagem tende a remover fibras de quartzo, interferindo na técnica de medição usada (método gravimétrico). Apesar do problema ter sido identificado não foi possível resolve-lo atempadamente visto os ensaios terem decorrido num laboratório externo. Frequentemente os filtros de quartzo apresentaram pesos antes da amostragem superiores aos registados após a colheita de material. Assim sendo, optou-se por estimar os FE de PM a partir do material carbonoso como se apresenta na Secção 3.3.6.

#### 3.1 Valores Instantâneos de Emissão dos Veículos

Há que referir que para o veículo 4 não é possível a análise dos valores instantâneos de emissão para o ciclo ARTEMIS urbano com partida a frio. De igual modo para a viatura 6 apenas se apresentam os valores instantâneos para o ARTEMIS estrada. Estas situações ficaram a dever-se a uma falha no sistema de aquisição de dados, o que impossibilitou uma exibição completa dos resultados para estes dois veículos.

Na Figura 3.1 apresenta-se a título de exemplo a variação da concentração de  $CO_2$  nos gases de escape após diluição no AVC e velocidade do veículo 1 ao longo dos ciclos ARTEMIS estrada e urbano.

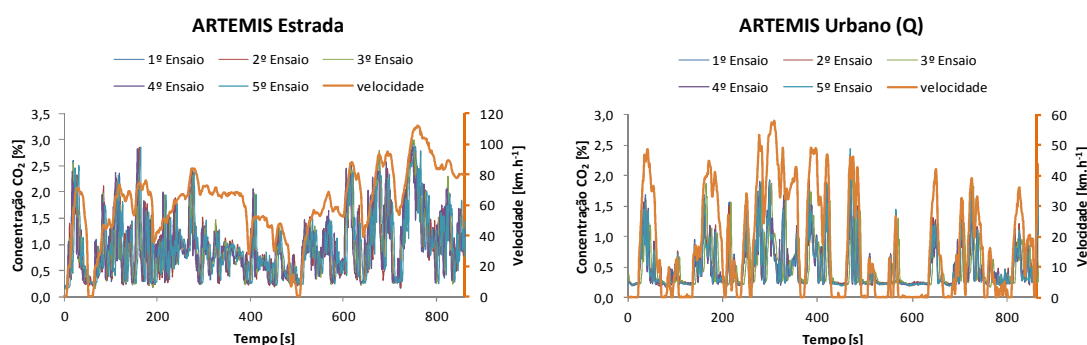


Figura 3.1 - Variação da concentração de  $CO_2$ , veículo 1, para os ciclos ARTEMIS.

Como se pode constatar observam-se vários picos de concentração que tendem a acompanhar as maiores velocidades induzidas à viatura. Também é possível observar que para este gás o padrão de variação ao longo do tempo é bastante similar para as diferentes réplicas efetuadas, embora pontualmente se possam registar diferenças significativas para os maiores

valores de concentração. A variação da concentração de  $\text{CO}_2$  reflete principalmente o consumo de combustível pelo automóvel que é condicionado pelo “esforço” imposto para responder às velocidades pré estabelecidas em cada ciclo de condução, tanto para os veículos a gasolina como a *diesel*. Contudo convém ressaltar que apenas nos referimos ao padrão de variação relativo e não propriamente à concentração do poluente em si.

Atendendo à maior variabilidade nos padrões de distribuição das concentrações dos restantes gases de exaustão quer ao nível de ciclo quer de categoria de veículo passar-se-á a apresentar uma análise mais individualizada.

Em relação às concentrações de monóxido de carbono, para as motorizações a gasolina com as normas de emissão mais antigas (*i.e.* veículos 1 e 4) verifica-se que estas são mais elevadas nas fases dos ciclos onde ocorre, regra geral, uma aceleração. No ARTEMIS estrada estes picos de concentração registam-se próximo dos tempos que correspondem aos 611, 676 e 751 s, enquanto no ARTEMIS urbano foi registado aos 386 s (Figura 3.2).

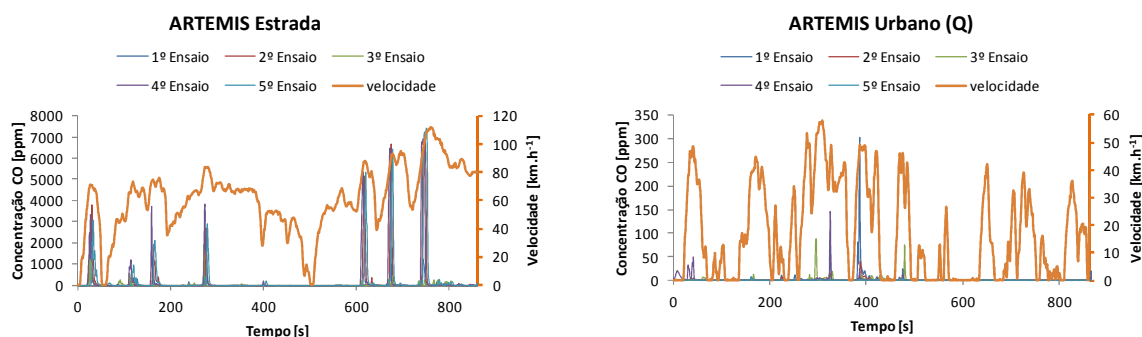


Figura 3.2 - Variação da concentração de CO, veículo 1, para os ciclos ARTEMIS.

No caso do veículo 6 (*i.e.* veículo a gasolina com norma de emissão europeia mais recente) os máximos de concentração ocorrem em fases diferentes dos referidos para as viaturas 1 e 4, não se assinalando, por exemplo, valores de concentração inicial elevados como no caso anterior (Figura 3.3).

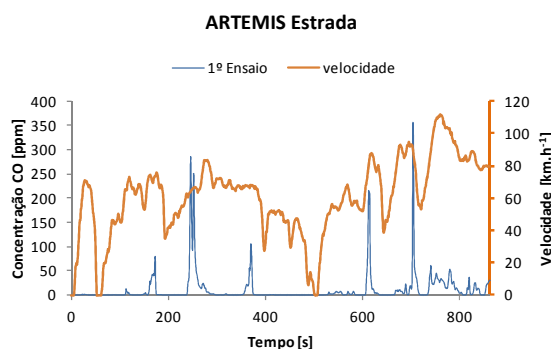


Figura 3.3 - Variação da concentração de CO, veículo 6, para o ciclo ARTEMIS estrada.

Para o ciclo de condução iniciado a frio observa-se que na fase inicial ocorre um aumento das emissões de CO tal como se pode observar na Figura 3.4 para o veículo 1, mesmo para baixas velocidades. Este resultado está de acordo com o apresentado por Demuyne *et al.* (2012), para dois veículos a gasolina com norma Euro 4. Embora não se disponha de dados para todos os



veículos a gasolina testados, pelas razões anteriormente expostas, parece que para esta categoria de veículos, as emissões de CO são mais afetadas pela baixa temperatura do motor.

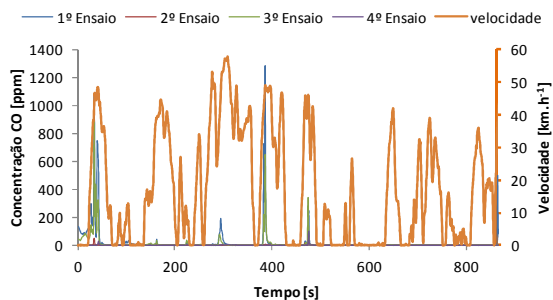


Figura 3.4 - Variação da concentração de CO, veículo 1, para o ciclo ARTEMIS urbano com partida a frio.

Os óxidos de azoto, para os veículos 1 e 4, seguem a mesma tendência do verificado para o CO<sub>2</sub> (Figura 3.6). Contudo, para o veículo 6, registaram-se picos de concentrações elevadas, sobretudo nos primeiros 200 s do ciclo ARTEMIS estrada nas fases onde se atinge um pico de velocidade. A partir dos 200 s as concentrações são baixas, inferiores a 5 ppm, e pouco variáveis (Figura 3.5).

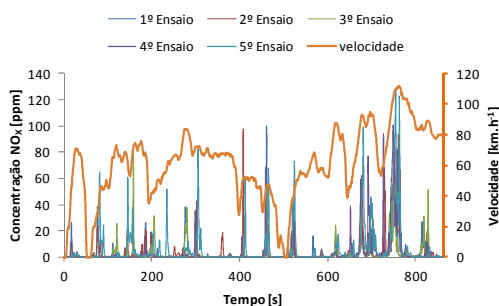


Figura 3.6 - Variação da concentração de NO<sub>x</sub>, veículo 1, para o ciclo ARTEMIS estrada.

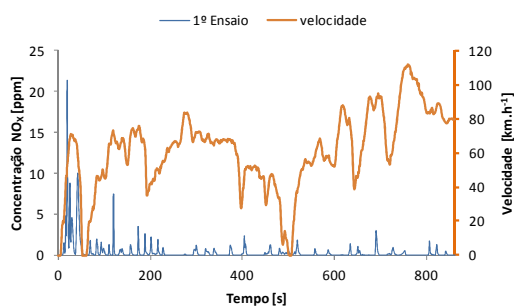


Figura 3.5 - Variação da concentração de NO<sub>x</sub>, veículo 6, para o ciclo ARTEMIS estrada.

Por fim, para os hidrocarbonetos e metano, constata-se que os veículos a gasolina apresentam um comportamento análogo ao verificado para o monóxido de carbono (Figura 3.7).

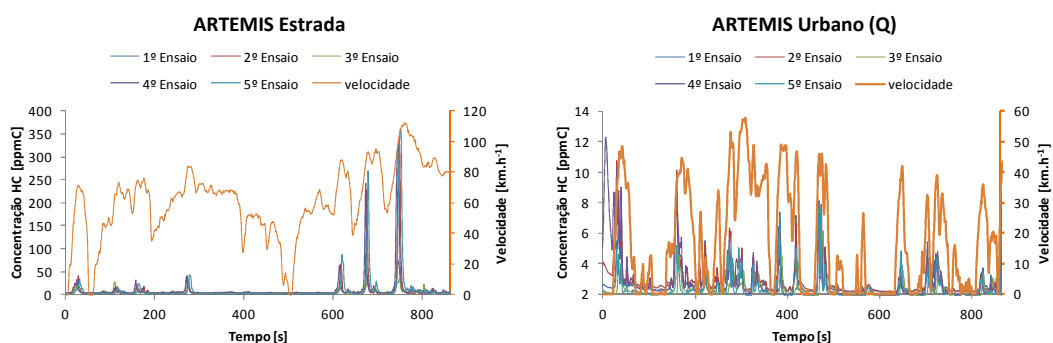


Figura 3.7 - Variação da concentração de HC, veículo 1, para os ciclos ARTEMIS.

No caso dos veículos a *diesel* todos os poluentes, com exceção do CO, apresentam em geral a mesma tendência, *i.e.*, observam-se vários picos de concentração que tendem a acompanhar as maiores velocidades impostas à viatura (Figura 3.8).

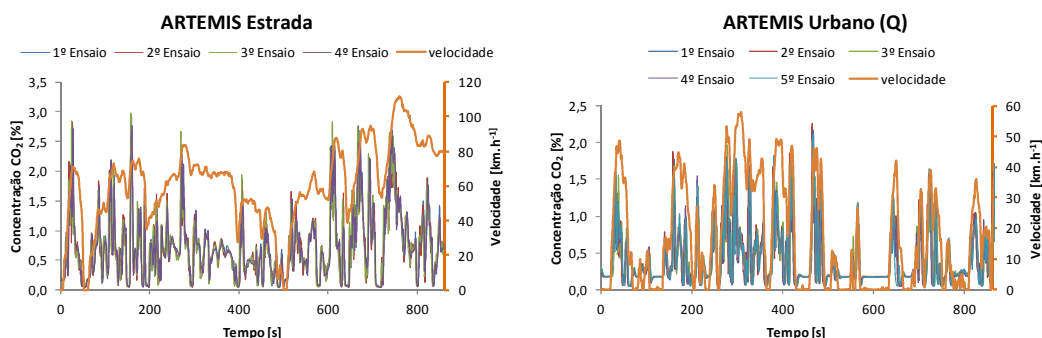


Figura 3.8 - Variação da concentração de CO<sub>2</sub>, veículo 7, para os ciclos ARTEMIS.

Observa-se também que no ciclo ARTEMIS urbano, os veículos a *diesel*, apesar de apresentarem concentrações mais elevadas nos ensaios onde o motor não é previamente aquecido, ambos os ciclos registam a mesma tendência de variação das concentrações quer para partidas a quente, quer a frio.

No caso do monóxido de carbono, o comportamento das emissões para os diferentes ciclos ARTEMIS foram bastante variáveis. No veículo 8 observa-se que o CO apresenta no geral a mesma tendência do verificado nos restantes gases, *i.e.*, observam-se vários picos de concentração que tendem a acompanhar as maiores velocidades impostas (Figura 3.9).

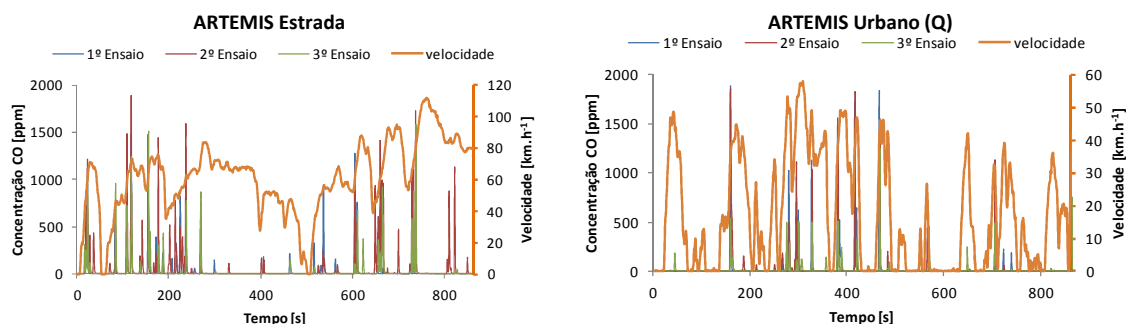


Figura 3.9 - Variação da concentração de CO, veículo 8, para os ciclos ARTEMIS.

Os veículos 2, 3, 5 e 7 no ARTEMIS estrada apresentam uma característica análoga nos valores de emissão instantâneos de CO que consiste na existência de um pico de concentração na fase inicial do ciclo, embora possam deferir em intensidade de veículo para veículo, onde ocorre um aumento da velocidade dos 0 aos 70 km.h<sup>-1</sup> (Figura 3.11).

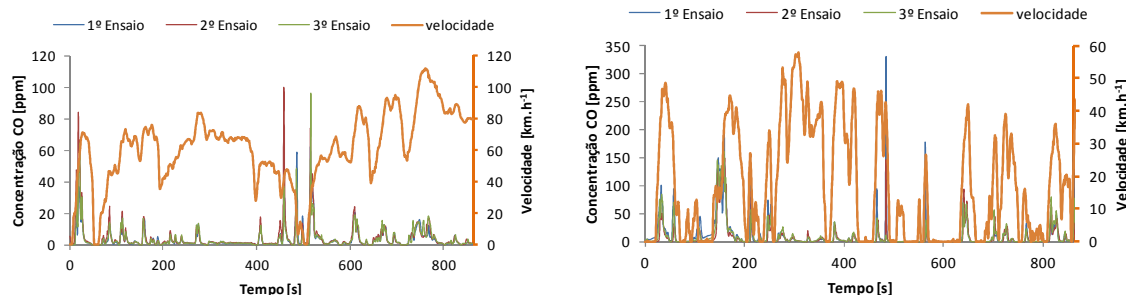


Figura 3.10 – Variação da concentração de CO, veículo 2, para o ciclo ARTEMIS estrada.

Figura 3.11 – Variação da concentração de CO, veículo 2, para o ciclo ARTEMIS urbano com partida a quente.

Relativamente ao ARTEMIS urbano, os veículos 2 e 5 registam as concentrações mais elevadas aos 486 s, no momento onde existe um aumento acentuado da velocidade e posterior desaceleração da viatura (Figura 3.10); o veículo 7 no ARTEMIS urbano com partida a frio regista alguns picos de concentração nos primeiros 300 s ocorrendo posteriormente uma estabilização das emissões, apresentando valores de concentração inferiores a 5 ppm (Figura 3.12).

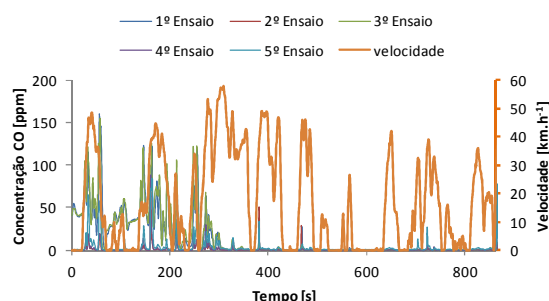


Figura 3.12 - Variação da concentração de CO, veículo 7, para o ciclo ARTEMIS urbano com partida a frio.

No caso do veículo 3 não se observa uma tendência clara da variação das concentrações de CO com a velocidade no ciclo ARTEMIS urbano, ocorrendo alguns picos de forma aleatória (Figura 3.13).

Portanto em relação aos veículos a *diesel*, ao contrário do observado nas viaturas a gasolina e nos resultados apresentados por Demuynck *et al.* (2012), para esta categoria de veículos não se observa uma grande diferença nas emissões de monóxido de carbono na fase inicial entre o ciclo ARTEMIS urbano a quente e a frio.

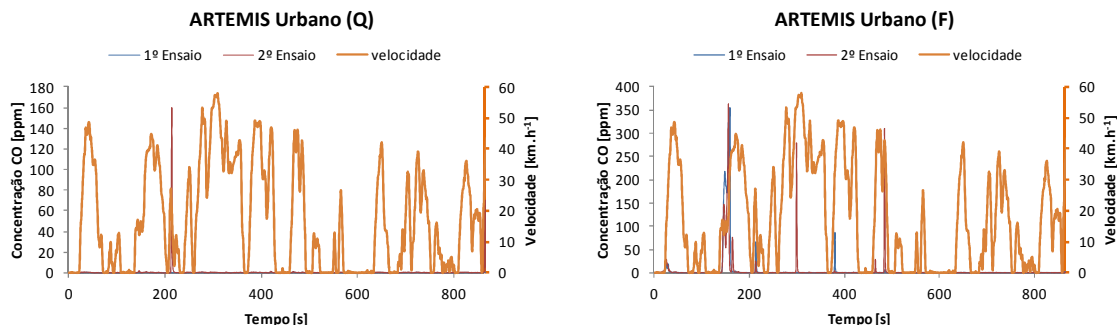


Figura 3.13 - Variação da concentração de CO, veículo 3, para o ciclo ARTEMIS urbano.

Uma vez que se observa uma clara influência da velocidade e aceleração imposta nos ciclos de condução nas concentrações dos gases de exaustão de seguida, proceder-se-á a uma análise da variação da concentração dos gases em função destas duas variáveis para as motorizações a gasolina e *diesel* (Figura 3.14 à 3.20).

Nos veículos a gasolina, verifica-se que as concentrações de CO<sub>2</sub> tendem a crescer com o aumento da velocidade, refletindo o maior consumo de combustível. No ARTEMIS estrada, observa-se que as concentrações de CO<sub>2</sub> são superiores para fases do ciclo onde ocorre uma aceleração do veículo. Em relação ao ARTEMIS urbano, regista-se uma maior dispersão dos valores de concentração de CO<sub>2</sub> para as diferentes acelerações. Não se observa uma diferença tão

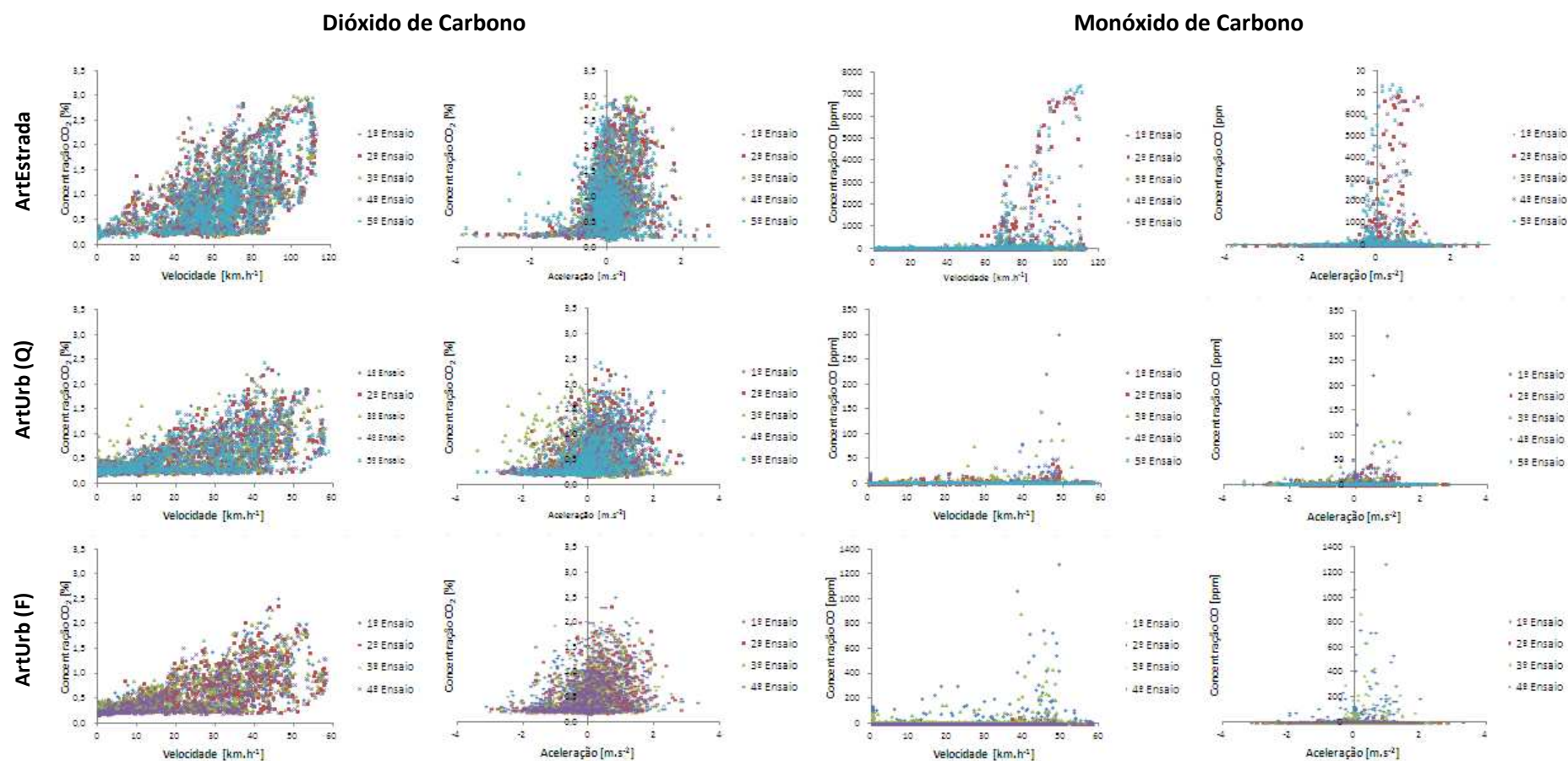
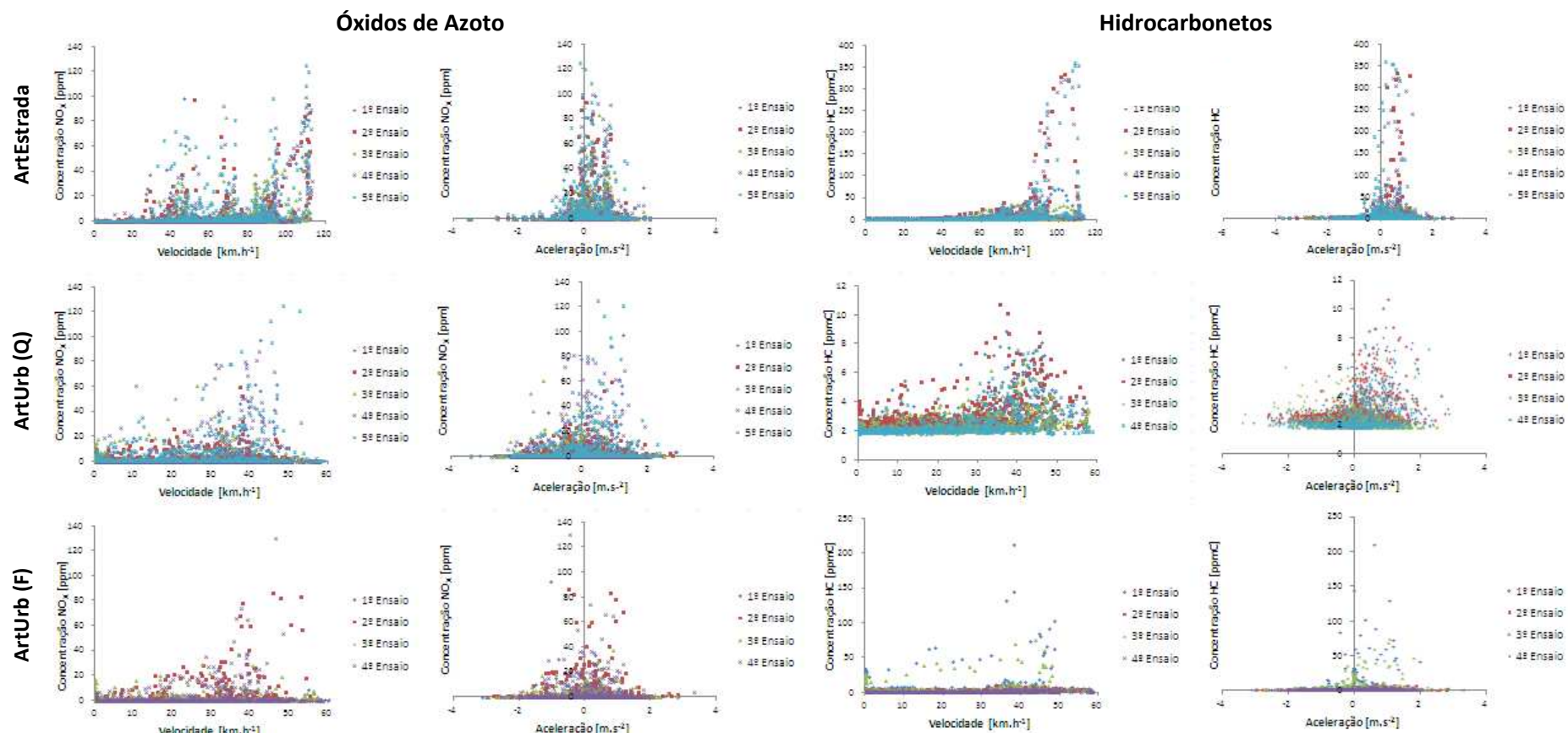


Figura 3.14 – Valores instantâneos de emissão do veículo 1.



**Figura 3.15 – Valores instantâneos de emissão do veículo 1 (continuação).**



grande nas concentrações para as etapas em que ocorre aceleração ou desaceleração do automóvel. Situação contrastante ao verificado no caso anterior, em que as maiores concentrações se observam no registo aceleração. Para o CO<sub>2</sub> as concentrações mais elevadas são registadas no ARTEMIS estrada. Esta situação era expectável uma vez que se observa uma clara tendência para concentrações crescentes com o aumento da velocidade e o ARTEMIS estrada é aquele em que se atinge maiores velocidades (Tabelas 2.1 e 2.2). Verifica-se também que os maiores valores de concentração são atingidos no veículo 6 (Euro 5) (Figura 3.14).

Os valores instantâneos das emissões de CO são superiores nas fases dos ciclos de condução onde se observa uma aceleração das viaturas. Para baixas velocidades as concentrações de CO são relativamente constantes, sofrendo aumentos significativos para velocidades acima dos 40 e 60 km.h<sup>-1</sup> para o ARTEMIS urbano e ARTEMIS estrada, respetivamente. O ciclo ARTEMIS estrada é claramente o que regista valores de concentração de CO mais elevados. A título indicativo, o Euro 3 apresenta concentrações quase 8 vezes superiores no ARTEMIS estrada em relação ao ARTEMIS urbano. Observa-se também, um aumento dos valores instantâneos das emissões deste poluente para o ARTEMIS urbano onde não é efetuado um aquecimento prévio do motor antes de se dar início ao ciclo de condução (Figura 3.14).

Fontaras *et al.* (2008) testaram dois veículos a gasolina, Euro 3 e Euro 4, tendo assinalado o mesmo padrão observado neste trabalho para o veículo a gasolina, Euro 4. Para o veículo Euro 3 observaram um pico de emissão para velocidades reduzidas (inferiores a 10 km.h<sup>-1</sup>), ocorrendo posteriormente um aumento gradual com a velocidade.

Tal como o observado para o CO, os valores instantâneos das emissões de NO<sub>x</sub> são superiores nas fases dos ciclos de condução onde se observa uma aceleração dos motores. No ARTEMIS estrada, o veículo 1 (Euro 3) regista concentrações numa gama reduzida, entre 0 a 15 ppm, para baixas velocidades. Para velocidades superiores a 20 km.h<sup>-1</sup>, as concentrações de NO<sub>x</sub> oscilam entre os 15 e 140 ppm (Figura 3.15). Na viatura 4 (Euro 4) as concentrações de NO<sub>x</sub> são relativamente constantes para velocidades até aos 60 km.h<sup>-1</sup> (Figura 3.16). Para o veículo 6 (Euro 5), no ARTEMIS estrada apenas se registam picos de concentração para velocidades próximas dos 60 km.h<sup>-1</sup> (Figura 3.16). No ARTEMIS urbano, para as motorizações a gasolina observa-se que existe uma influência da velocidade, mas as concentrações de NO<sub>x</sub> apresentam-se mais dispersas (Figuras 3.15 e 3.16). Para os óxidos de azoto, as concentrações máximas atingidas nos gases de exaustão do veículo 1, não diferem significativamente de ciclo para ciclo (≈140 ppm) (Figura 3.15).

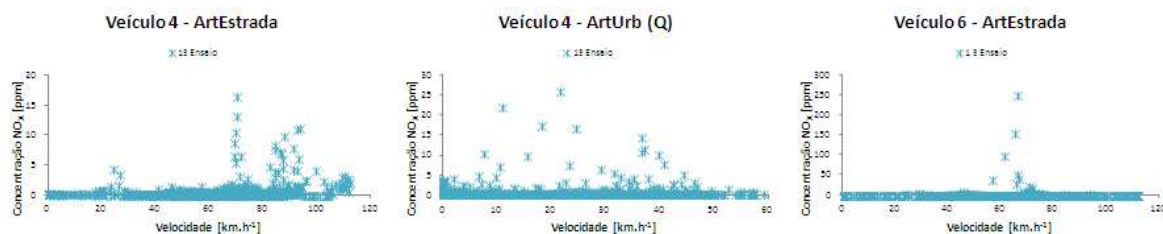


Figura 3.16 – Valores instantâneos de emissão de NO<sub>x</sub>, para os veículos 4 e 6.

Os resultados dos óxidos de azoto para a viatura 1 (Euro 3) são concordantes com os apresentados em Demuynck *et al.* (2012) para um dos automóveis Euro 4 testados. Fontaras *et al.* (2008) registou para o veículo com norma Euro 3 uma diminuição gradual das emissões de NO<sub>x</sub>, verificando contudo um ligeiro aumento para velocidades superiores a 100 km.h<sup>-1</sup>. Para o veículo

Euro 4 estes autores observaram uma tendência clara da diminuição das emissões consoante o aumento da velocidade, em oposição ao comportamento observado neste trabalho.

Para os hidrocarbonetos, os resultados revelam que as concentrações são superiores nas fases dos ciclos de condução onde ocorre uma aceleração. Na viatura 1 (Euro 3), tal como verificado para as concentrações de CO, constata-se que o ciclo ARTEMIS estrada regista valores de concentração de HC mais elevados. Neste ciclo, as concentrações de HC são relativamente constantes para velocidades até aos 40 km.h<sup>-1</sup>, registando-se acima destas um aumento significativo das emissões. Observa-se também, um aumento dos valores instantâneos das emissões deste poluente para o ARTEMIS urbano onde não é efetuado um aquecimento prévio do motor antes de se dar início ao ciclo de condução (Figura 3.15). Nas viaturas 4 e 6 (Euro 4 e Euro 5, respetivamente) no ARTEMIS estrada verifica-se, tal como o observado no veículo 1 (Euro 3), que as concentrações de HC são constantes para velocidades até aos 40 km.h<sup>-1</sup>. Os valores mais elevados são registados para velocidades próximas dos 40, 60 e 120 km.h<sup>-1</sup> (Figura 3.17). Atendendo ao comportamento assinalado para as emissões de HC é de esperar, que em percursos de autoestrada, estas emissões possam ser consideráveis.

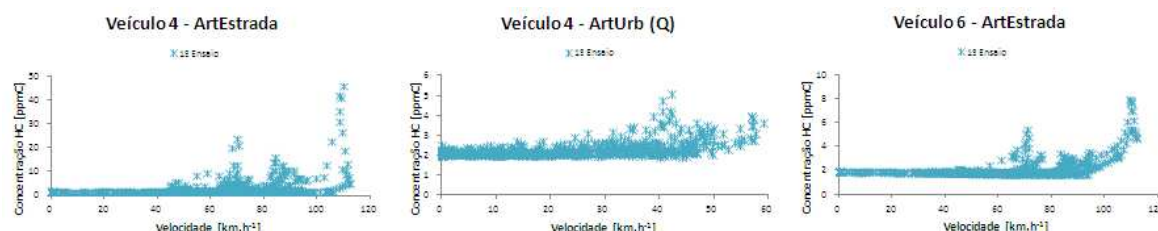


Figura 3.17 - Valores instantâneos de emissão de HC, para os veículos 4 e 6.

Fontaras *et al.* (2008) registaram, para um veículo Euro 3, picos de emissões de HC para velocidades reduzidas, como havia sido referido para o CO, observando-se uma diminuição até velocidades próximas dos 50 km.h<sup>-1</sup>, seguindo-se um aumento das concentrações com o aumento de velocidade.

Relativamente ao metano, tal como era expectável, nas motorizações a gasolina apresentam um padrão de emissão semelhante aos dos hidrocarbonetos mas grandezas de concentração inferiores.

É importante referir que os resultados dos automóveis 4 e 6 devem ser vistos com alguma precaução atendendo ao fato de resultarem apenas de um ensaio.

Os veículos a *diesel* apresentam um padrão de emissão de dióxido de carbono semelhante ao verificado anteriormente nas motorizações a gasolina. Verifica-se também que os veículos a *diesel* de menor cilindrada (veículos 2 e 8) apresentam concentrações de CO<sub>2</sub> dentro da mesma gama de valores das viaturas a gasolina (< 3,5 ppm) (Figuras 3.14 e 3.18).

Tal como o verificado para as motorizações a gasolina, no ARTEMIS estrada, os valores instantâneos das emissões de CO são superiores nas fases dos ciclos em que ocorre aceleração. Para todos os veículos a *diesel*, com a exceção do veículo 2 (Euro 3), verificam-se picos de concentração no ARTEMIS estrada para velocidades compreendidas entre os 40 e 80 km.h<sup>-1</sup> (Figura 3.18). Estes resultados são concordantes com os verificados por Vojtisek-Lom *et al.* (2009). No caso do veículo 2 (Euro 3) as concentrações de monóxido de carbono são mais elevadas para velocidades abaixo dos 60 km.h<sup>-1</sup> (Figura 3.20). Para este veículo à medida que a velocidade aumenta ocorre uma melhoria da eficiência de combustão.

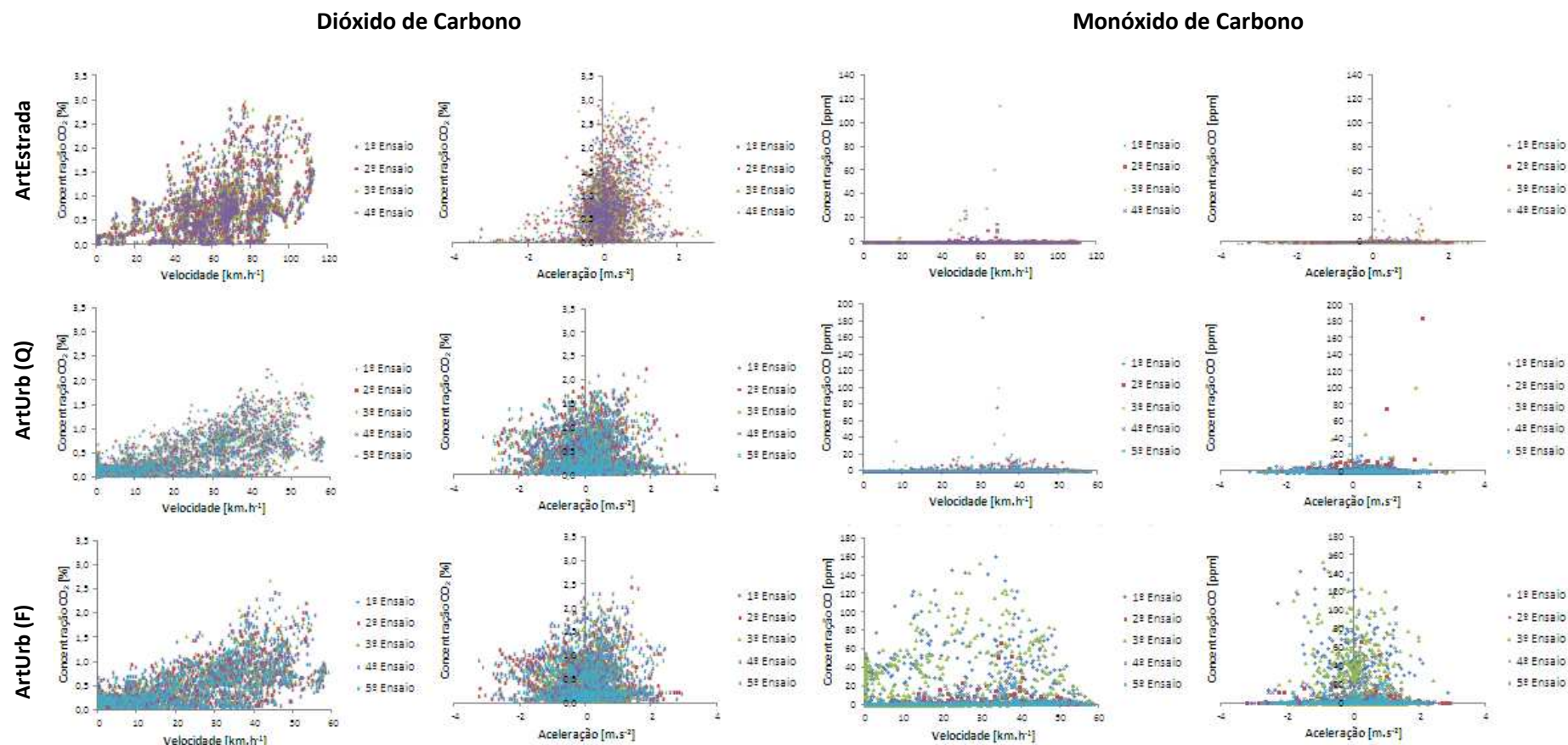


Figura 3.18 - Valores instantâneos de emissão do veículo 7.



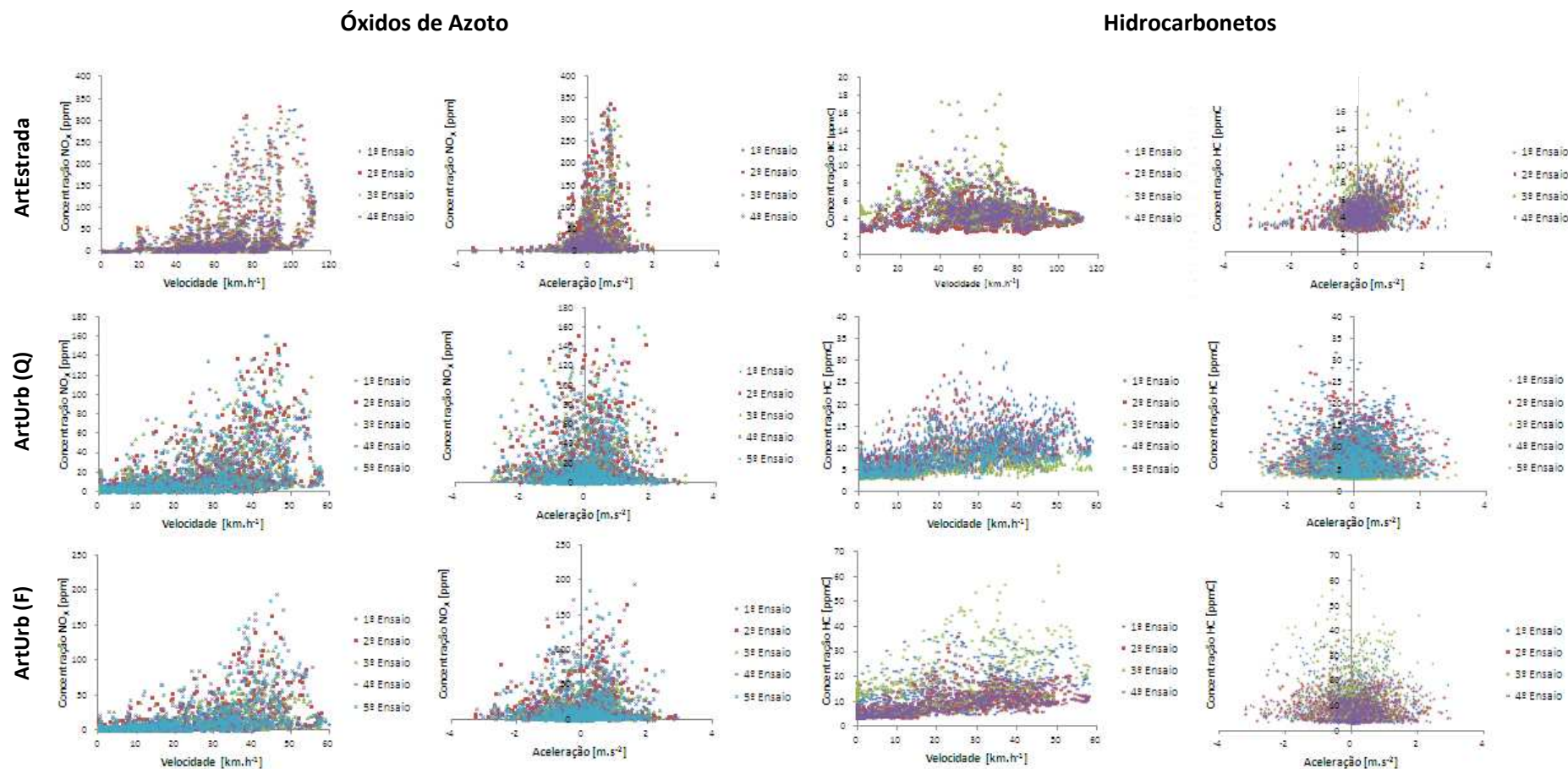


Figura 3.19 - Valores instantâneos de emissão do veículo 7 (continuação).

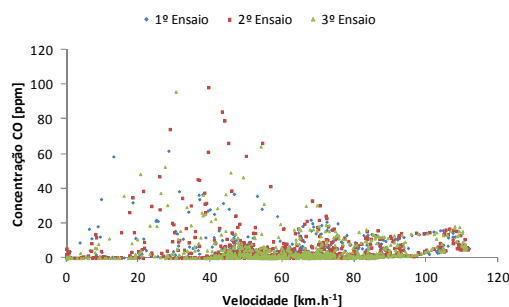


Figura 3.20 - Variação da concentração de CO, veículo 2, em função da velocidade utilizando o ciclo ARTEMIS estrada.

Para os veículos a *diesel* as emissões de CO no ciclo ARTEMIS urbano apresenta um padrão de variação com a velocidade e aceleração diferente, com ocorrência de concentrações isoladas muito elevadas (Figuras 3.18 e 4A.1). Fontaras *et al* (2008) registaram picos de emissão de CO para velocidades reduzidas (inferiores a  $10 \text{ km.h}^{-1}$ ) e redução gradual com o aumento da velocidade, não se verificando nenhuma das tendências registadas neste trabalho. Verifica-se também que, com a exceção do veículo 7, as concentrações são mais elevadas no ciclo ARTEMIS urbano com partida a frio (Figura 3.18). Este facto pode estar associado ao papel do catalisador que será mais eficiente na remoção do monóxido de carbono em condições do motor quente. (Figuras 3.18 e 4A.1).

No caso dos óxidos de azoto, no ARTEMIS estrada verificam-se concentrações mais elevadas nas fases do ciclo onde ocorre uma aceleração do veículo. No ARTEMIS urbano, observa-se uma maior dispersão dos valores de concentração de  $\text{NO}_x$  para as diferentes acelerações. Não se observa uma grande distinção nas concentrações para as etapas em que ocorre uma aceleração ou desaceleração do automóvel. Para todos os veículos a *diesel* foi possível constatar, que em geral, as concentrações de  $\text{NO}_x$  crescem principalmente a partir dos  $40 \text{ km.h}^{-1}$ . Os resultados registados para os óxidos de azoto são concordantes com os apresentados em Demuynck *et al.* (2012), mas ligeiramente díspares dos observados em outros trabalhos (Kousoulidou *et al.*, 2013; André & Rapone, 2009; Fontaras *et al.*, 2008). Kousoulidou *et al.* (2013) e Fontaras *et al.* (2008) não observaram uma clara influência da velocidade sobre as emissões de  $\text{NO}_x$ . André & Rapone (2009) registaram picos de emissão para velocidades próximas dos  $15 \text{ km.h}^{-1}$ , seguindo-se uma diminuição até aos  $60 \text{ km.h}^{-1}$ ; a partir desta velocidade ocorria novamente um aumento gradual das emissões. O ARTEMIS estrada é o ciclo de condução que regista as concentrações de  $\text{NO}_x$  mais elevadas (em cerca de 100 ppm). Observa-se também, que no ARTEMIS urbano as concentrações, com a exceção dos veículos 2 e 7, atingem valores superiores no ciclo de condução no qual se inicia a marcha da viatura com o motor previamente aquecido (Figura 3.19). Esta situação é de alguma forma expectável uma vez que, o  $\text{NO}_x$  é sobretudo formado em condições de altas temperaturas de combustão (Figuras 3.19 e 4A.2).

Para os hidrocarbonetos, as motorizações a *diesel* apresentam um padrão de emissão em função da velocidade e aceleração semelhante mas grandeza de concentração distinta (Figuras 3.19 e 4A.3). A título indicativo a gama de concentrações mais baixa ( $< 7 \text{ ppm}$ ) e mais elevada ( $< 250 \text{ ppm}$ ) foram registadas para os veículos 3 e 8, respetivamente. Fontaras *et al* (2008) registaram picos de emissões de HC para velocidades reduzidas (inferiores a  $10 \text{ km.h}^{-1}$ ) e redução gradual com o aumento da velocidade, não se verificando nenhuma das tendências registadas neste trabalho. As concentrações mais elevadas, com a exceção da viatura 8, foram registadas no

ARTEMIS urbano com partida a frio. Observa-se também, com a exceção da viatura 2 (Euro 3), um aumento dos valores instantâneos das emissões de HC para o ARTEMIS urbano onde não é efetuado um aquecimento prévio do motor (Figura 3.19). Tal como o observado para as motorizações a gasolina, o metano nas viaturas a *diesel* apresenta um padrão de emissão semelhante aos dos hidrocarbonetos mas com concentração inferiores.

Efetuada uma análise geral dos valores instantâneos de emissão para todos os veículos, constata-se que na generalidade as motorizações a *diesel* atingem instantâneos de concentração mais elevados para os óxidos de azoto.

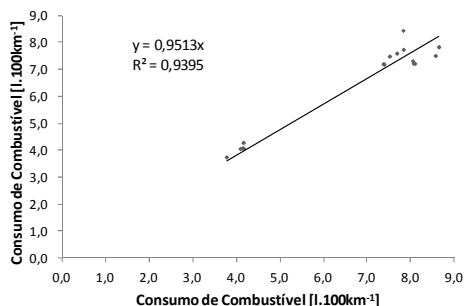
As viaturas 1 e 4 (ambas a gasolina) apresentam os maiores valores instantâneos de CO, HC e CH<sub>4</sub> no ciclo de condução ARTEMIS estrada. No ARTEMIS urbano, as concentrações mais elevadas de HC e CO foram observadas para os veículos a *diesel*. Em relação às emissões de CO<sub>2</sub> não é possível destacar diferenças significativas entre veículos a gasolina e *diesel*. A esta constatação não será alheia, o facto dos consumos de combustível (l.100km<sup>-1</sup>) não diferirem fortemente entre veículos e entre ciclos de condução (Anexo 7).

Importa relembrar, que esta análise deve ser vista com alguma precaução uma vez que, os resultados apresentados para os automóveis 4 e 6 (ambos a gasolina) resultam apenas de um ensaio.

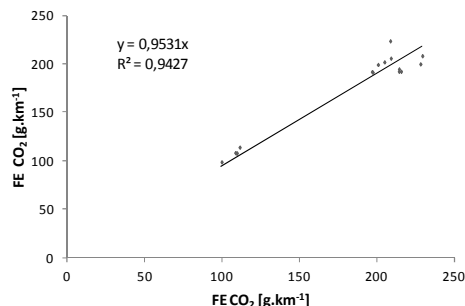
### 3.2 Influência dos Condutores

Um dos aspetos que tem influência nas emissões de gases de exaustão dos veículos é o consumo de combustível. Para diferentes condutores regista-se um consumo de combustível variável, que se fica a dever às diferentes características de condução que cada um apresenta. Tendo em conta que, sempre que possível cada ciclo ARTEMIS foi executado por dois condutores, adiante identificados por C1 e C2 (*i.e.* Condutor 1 e 2), nesta secção apresenta-se uma análise ao papel que o condutor pode exercer em relação ao consumo de combustível, assim como às emissões de poluentes para os diferentes ciclos de condução (Anexos 5 e 6), a qual se ilustra através das Figuras 3.21 à 3.25. As diferentes Figuras foram construídas tendo por base os pares de valores para consumo e fator de emissão de poluente *i* registados para cada ciclo/viatura por cada um dos condutores.

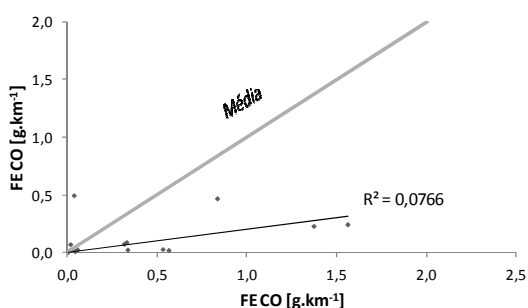
A partir da análise de regressão linear aplicada ao consumo de combustível para os dois condutores ( $y=0,9513x$ ,  $R^2=0,9395$ ) pode-se observar que o C1 tem uma condução mais eficiente, apresentando um consumo de combustível inferior em 4,87 % em relação ao C2. Atendendo ao fato de que as emissões de CO<sub>2</sub> acompanham de muito perto o consumo de combustível não é de estranhar a semelhança nos parâmetros de regressão entre os dois condutores para este parâmetro (Figuras 3.21 e 3.22). Para os restantes poluentes, a emissão média de poluente para um dado ciclo e condutor já não é tao linear, mas não deixa de ser evidente que a forma de condução de C2 conduz em geral a maiores emissões de poluentes (Figuras 3.23 à 3.25).



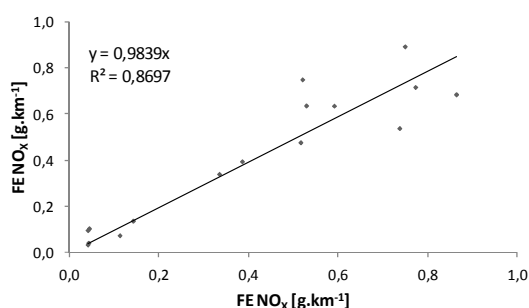
**Figura 3.22 - Regressão linear dos pares de valores de consumo de combustível para dois condutores.**



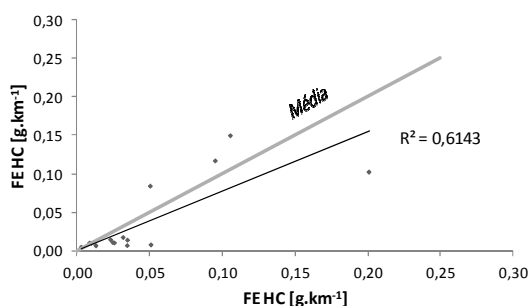
**Figura 3.21 - Regressão linear dos pares de valores dos FE de CO₂ obtidos para dois condutores.**



**Figura 3.23 - Regressão linear dos pares de valores dos FE de CO obtidos para dois condutores.**



**Figura 3.24 - Regressão linear dos pares de valores dos FE de NOₓ obtidos para dois condutores.**



**Figura 3.25 - Regressão linear dos pares de valores dos FE de HC obtidos para dois condutores.**

### 3.3 Fatores de Emissão

Nesta fase é importante referir que os fatores de emissão dos gases de exaustão obtidos nas metodologias utilizadas neste trabalho para cada veículo e ciclo de condução (*i.e.* através de medições em contínuo a partir de sistemas de monitorização ou então recolhidos em sacos de teflon para posterior análise) são bastante semelhantes e coerentes (Anexos 5 e 6). Posto isto, nas Secções seguintes optou-se por apresentar apenas os resultados dos FE obtidos a partir da recolha dos gases de exaustão em sacos de teflon, em  $\text{g.km}^{-1}$ .

Há que referir ainda que, com a exceção das PM, para os veículos 4 e 6 não é possível para o primeiro automóvel a apresentação de resultados para o ciclo ARTEMIS urbano com partida a frio, enquanto para o segundo apenas se apresentam valores de FE para o ARTEMIS

estrada. Esta situação ficou a dever-se a uma falha no sistema de aquisição de dados o que impossibilitou uma exibição completa dos resultados para estes dois veículos.

### 3.3.1 Fatores de Emissão de Dióxido de Carbono

Na figura 3.26 apresentam-se os fatores de emissão de dióxido de carbono obtidos para os diferentes veículos testados utilizando os ciclos de condução ARTEMIS.

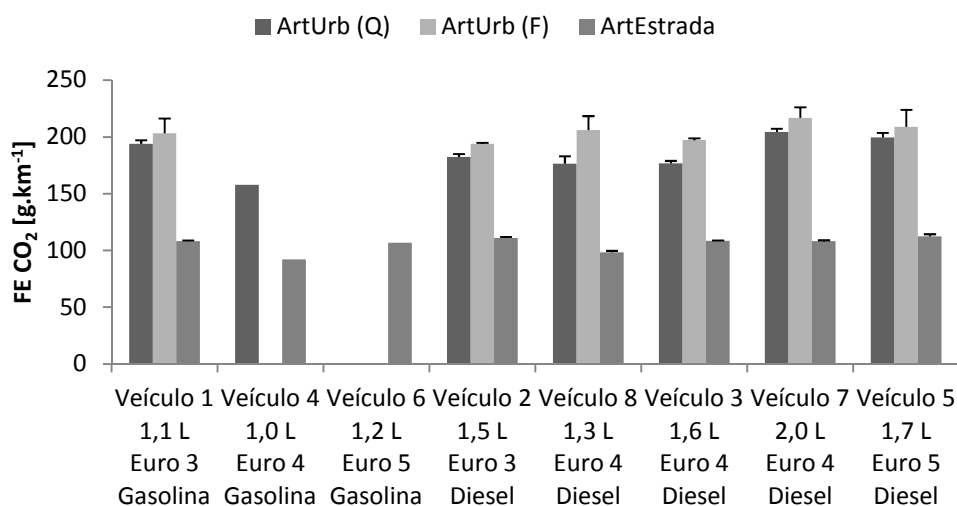


Figura 3.26 - Fatores de emissão de CO<sub>2</sub> (em g.km<sup>-1</sup>) obtidos utilizando os ciclos ARTEMIS.

Todos os veículos apresentam FE de CO<sub>2</sub> muito semelhantes. Os fatores de emissão são mais elevados no ciclo de condução ARTEMIS urbano com partida a frio, seguido pelo ARTEMIS urbano com partida a quente e por fim o ARTEMIS estrada. Esta situação não é concordante com a análise realizada aos valores instantâneos de emissão. No qual se observam concentrações de dióxido de carbono mais elevadas no ARTEMIS estrada (Secção 3.1). Contudo, estes resultados refletem os valores reportados na bibliografia (Tabela 1.5). Segundo a equação 1 (Secção 1.2), as emissões de dióxido de carbono estão relacionadas com o consumo de combustível. Este facto pode ser comprovado a partir do Anexo 7, na qual se observa a mesma tendência dos valores apresentados na Figura 3.26.

Ao contrário do que sucede para todos os outros gases de exaustão, não é possível comparar os resultados obtidos para o CO<sub>2</sub> com os retirados do Guião CORINAIR. Isto deve-se ao facto dos valores apresentados na Tabela 1.4 corresponderem a FE de CO<sub>2</sub> da combustão de óleo lubrificante, os quais são várias ordens de grandeza inferiores.

Blumberg *et al.* (2003) verificaram que convencionalmente um veículo a *diesel* utiliza apenas 70 % do combustível dum motor a gasolina com características comparáveis, reduzindo significativamente emissão de CO<sub>2</sub> por km percorrido. Esta redução não é observável nos resultados obtidos neste trabalho (Figura 3.26 e Anexo 7).

Os FE do presente trabalho para veículos a gasolina e *diesel* são, em geral, mais baixos do que os mencionados na bibliografia para ensaios com dinamómetro e a bordo (Tabelas 1.5 e 1.6). Os FE do ciclo que simula a condução em ambiente urbano (ARTEMIS estrada) são mais reduzidos do que os verificados em medições em túneis. No entanto, para o ARTEMIS urbano, os resultados obtidos são, em geral, mais elevados (Tabela 1.7).

### 3.3.2 Fatores de Emissão de Monóxido de Carbono

Os fatores de emissão de monóxido de carbono obtidos para os diferentes veículos testados utilizando os ciclos de condução ARTEMIS são apresentados na Figura 3.27.

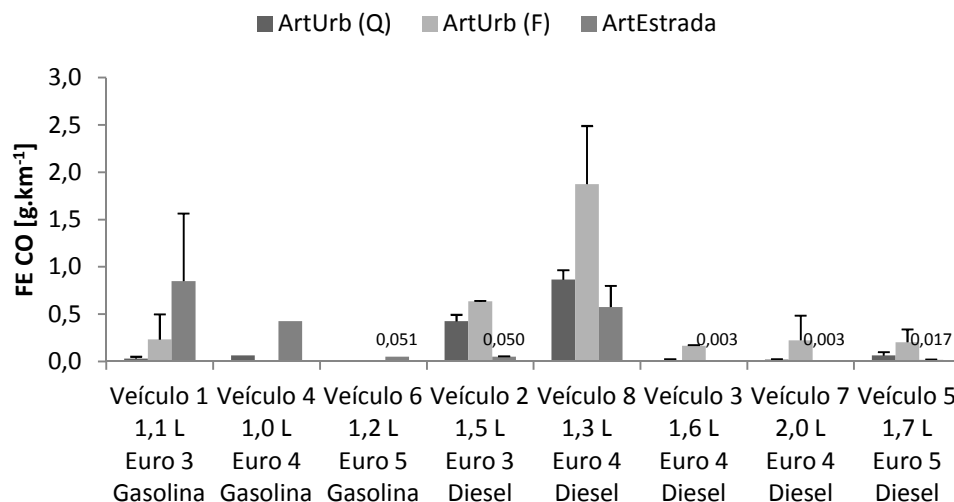


Figura 3.27 - Fatores de emissão de CO (em g.km<sup>-1</sup>) obtidos utilizando os ciclos ARTEMIS.

Os veículos 1 e 8 são os que apresentam FE mais elevados no ARTEMIS estrada e ARTEMIS urbano, respetivamente. A viatura 3 é aquela que regista, no geral, os FE mais baixos para todos os ciclos de condução analisados. O veículo 6 não é considerado nesta análise visto só se possuir um único valor para este FE. Hu *et al.* (2012) verificaram que as motorizações a *diesel* emitem menores quantidades de CO. Esta situação não é verificada nos resultados deste trabalho.

Para as motorizações a gasolina observaram-se valores de FE de CO comparativamente mais baixos para o veículo 6 (Euro 5) em relação aos veículos 1 e 4 (Euro 3 e 4, respetivamente), para o ciclo ARTEMIS estrada. No entanto, estes resultados devem, mais uma vez, ser vistos com alguma precaução, atendendo ao facto de resultarem apenas de um ensaio para o veículo 6. Para o veículo 1, o único para o qual foi possível a apresentação de resultados completos, observam-se FE mais elevados para o ARTEMIS estrada, seguido do ARTEMIS urbano com partida a frio e por fim o ARTEMIS urbano com partida a quente. Esta situação é concordante com os valores instantâneos de emissão apresentados na Secção 3.1 contudo, não reflete os valores reportados na bibliografia (Tabela 1.5).

Nos automóveis a *diesel*, com a exceção do veículo 8, verifica-se uma tendência de diminuição dos valores dos FE para normas mais recentes. Nesta categoria, observa-se que as emissões são maiores no ARTEMIS urbano com partida a frio, seguido pelo ARTEMIS urbano com partida a quente e por fim o ARTEMIS estrada. Estes resultados estão de acordo com os apresentados na Tabela 1.5 e com os valores instantâneos de emissão apresentados na Secção 3.1.

Os FE obtidos para os veículos a gasolina e *diesel* são, em geral, mais baixos do que os extraídos do Guião CORINAIR (Tabela 1.4). Geralmente, os FE obtidos no presente trabalho para veículos a gasolina são também mais baixos do que os reportados na bibliografia para diferentes metodologias (Tabelas 1.5, 1.6 e 1.7). Relativamente aos automóveis a *diesel*, os FE são em geral

inferiores aos apresentados nas Tabelas 1.6 e 1.7 para medições a bordo e em túneis rodoviários. Contudo, são superiores aos obtidos noutras investigações através de testes com dinamómetros (Tabela 1.5).

### 3.3.3 Fatores de Emissão de Óxidos de Azoto

Na Figura 3.28 apresentam-se os fatores de emissão de óxidos de azoto para os diferentes veículos testados utilizando os ciclos de condução ARTEMIS.

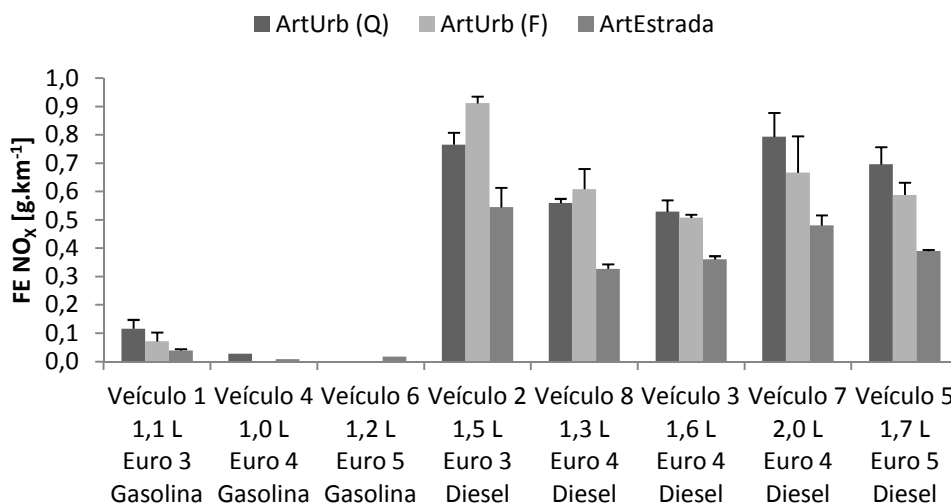


Figura 3.28 - Fatores de emissão de  $\text{NO}_x$  (em  $\text{g.km}^{-1}$ ) obtidos utilizando os ciclos ARTEMIS.

Observa-se que os veículos a *diesel* apresentam fatores de emissão mais elevados quando comparados com os automóveis a gasolina. Esta situação reflete os valores reportados por Hu *et al.* (2012). Para as motorizações a *diesel*, apesar de não se registar uma tendência de diminuição dos FE de óxidos de azoto para normas de emissão europeias mais recentes, a análise da Figura 3.28 permite constatar que o veículo 2, com a norma Euro 3 (a mais antiga dos automóveis testados neste trabalho), é o que apresenta, no geral, os FE mais elevados para este poluente nos três ciclos de condução ARTEMIS.

Verifica-se também que no caso dos veículos a gasolina existe uma tendência de diminuição das emissões de óxidos de azoto para normas mais recentes. Esta situação reflete os valores reportados na bibliografia (Tabela 1.6). No veículo a gasolina com a norma de emissão europeia mais recente (Euro 5) observa-se uma emissão insignificante deste poluente. No entanto, este resultado deve ser visto com alguma precaução atendendo ao facto de resultarem apenas de um ensaio para o veículo 6.

Relativamente ao único automóvel a gasolina para o qual é possível a apresentação de resultados para todos os ciclos ARTEMIS, *i.e.* o veículo 1, verifica-se que, tal como o observado na generalidade dos veículos a *diesel*, apresenta FE mais elevados no ARTEMIS urbano com partida a quente comparativamente com os testes com partida a frio. Todos os veículos testados neste trabalho apresentaram as emissões mais baixas no ciclo que simula a condução em ambiente rural, fora das cidades (ARTEMIS estrada). Alguns estudos contrariam o referido atrás, apontando menores FE de  $\text{NO}_x$  para o ciclo ARTEMIS urbano (Tabela 1.5). Além disso, esta situação não é

concordante com os valores instantâneos de emissão, na qual se observaram as concentrações mais elevadas de  $\text{NO}_x$  no ARTEMIS estrada.

Os FE obtidos para os veículos a gasolina e *diesel* são em geral mais baixos do que os extraídos do Guião CORINAIR. Por outro lado, os FE de veículos a gasolina do presente trabalho são superiores aos da bibliografia obtidos com dinamómetro e a bordo (Tabelas 1.5 e 1.6). Os FE de emissão para veículos a gasolina determinados em túneis rodoviários são os mais elevados (Tabela 1.7). No caso dos automóveis a *diesel* os resultados obtidos são em geral inferiores aos apresentados nas tabelas 1.5 e 1.7, contudo, são superiores aos verificados a partir de medições a bordo (Tabela 1.6).

### 3.3.4 Fatores de Emissão de Hidrocarbonetos Totais

Na Figura 3.29 apresentam-se os fatores de emissão de hidrocarbonetos totais obtidos para os diferentes veículos testados utilizando os ciclos de condução ARTEMIS.

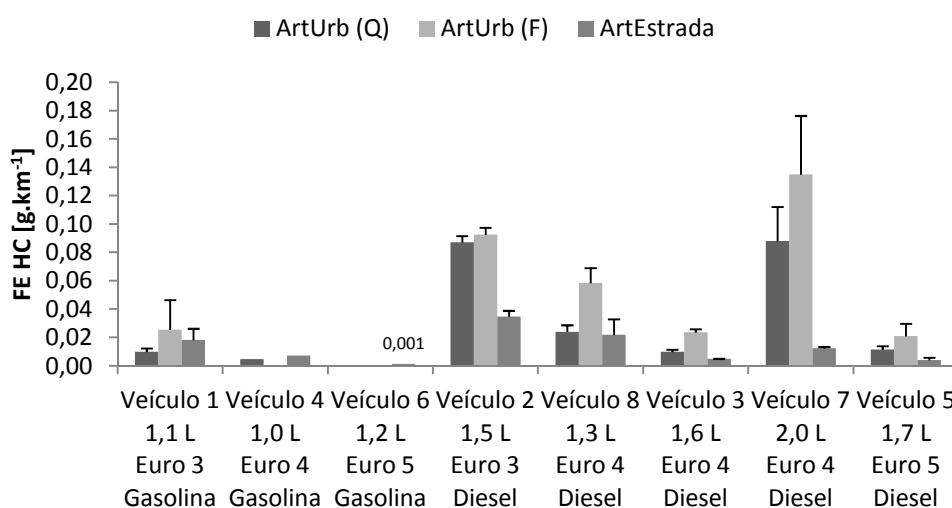


Figura 3.29 - Fatores de emissão de hidrocarbonetos totais (em  $\text{g.km}^{-1}$ ) obtidos utilizando os ciclos ARTEMIS.

Os veículos que apresentam FE mais elevados no ARTEMIS urbano com partida a quente e com partida a frio é a viatura 7, e para o ARTEMIS estrada é a viatura 2. O veículo 3 é aquele que apresenta os resultados mais baixos para todos os ciclos de condução analisados. Os veículos 4 e 6 não são considerados nesta análise visto só se possuir um único valor para este FE.

Para as motorizações a gasolina observa-se uma tendência de diminuição das emissões de hidrocarbonetos para normas mais recentes. Estes resultados são concordantes com os valores recolhidos da bibliografia e apresentados na Tabela 1.6 (medições a bordo). O automóvel Euro 5 apresenta uma reduzida emissão de hidrocarbonetos, o que demonstra uma clara melhoria na eficiência de queima de combustível para os novos veículos com este tipo de motorização. No entanto, estes resultados devem ser vistos com alguma precaução atendendo ao facto de resultarem apenas de um ensaio para o veículo 6. Para o veículo 1, o único para o qual foi possível a apresentação de resultados completos, observam-se FE mais elevados para o ARTEMIS urbano com partida a frio, seguido do ARTEMIS estrada e por fim o ARTEMIS urbano com partida a quente. Esta situação reflete os valores instantâneos de emissão referidos na Secção 3.1.



Relativamente aos veículos a *diesel* não se verifica uma tendência clara de diminuição das emissões de hidrocarbonetos para normas mais recentes. Para estas motorizações, observa-se que as emissões são maiores no ARTEMIS urbano com partida a frio, seguido pelo ARTEMIS urbano com partida a quente e por fim o ARTEMIS estrada. Mais uma vez, estes resultados são concordantes com os apresentados na Secção 3.1. Em termos de conjunto, os veículos a *diesel* apresentaram FE mais elevados do que os veículos a gasolina. Blumberg *et al.* (2003) verificaram que as emissões totais dos gases de exaustão das motorizações a *diesel* são quase um terço dos a gasolina. Esta situação não é concordante com os resultados obtidos neste trabalho.

Comparando estes resultados com os FE compilados no Guião CORINAIR para inventários de emissões (Tabela 1.4) verifica-se que, para os veículos a gasolina, os valores encontrados neste trabalho são mais baixos, registando-se o oposto para os automóveis a *diesel*. Por fim, comparando com outros dados da bibliografia (Tabelas 1.5 e 1.6) verifica-se que, para os veículos a gasolina, os resultados obtidos neste trabalho são em geral mais baixos. No caso dos veículos a *diesel*, os valores registados são mais elevados que os apresentados na Tabela 1.5, testes com dinamómetro em outros estudos, e o oposto quando se compara com FE obtidos a partir de medições a bordo (Tabela 1.6).

#### 3.3.4.1 Fatores de Emissão de Metano

Na Figura 3.30 apresentam-se os fatores de emissão de metano obtidos para os diferentes veículos testados segundo os ciclos de condução ARTEMIS.

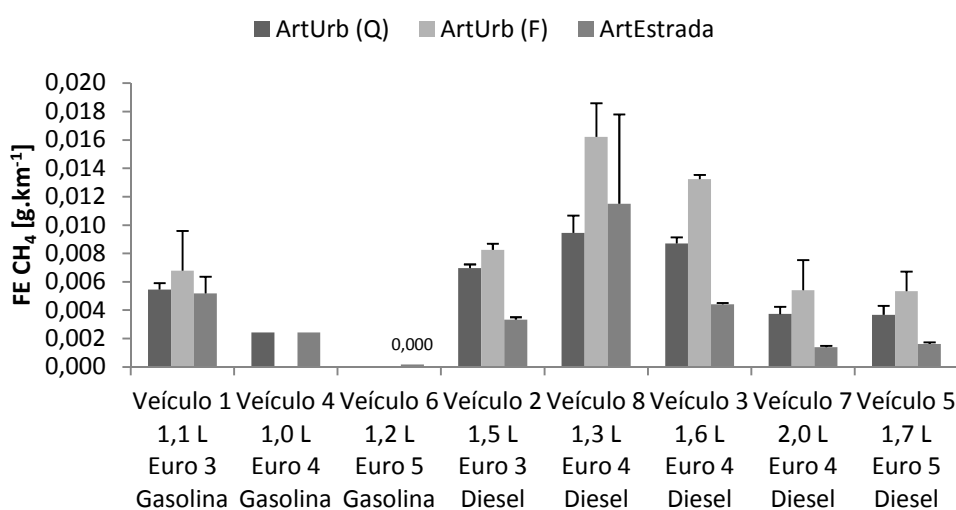


Figura 3.30 - Fatores de emissão de CH<sub>4</sub> (em g.km<sup>-1</sup>) obtidos utilizando os ciclos ARTEMIS.

Os FE mais elevados para todos os ciclos de condução ARTEMIS foram obtidos para o veículo 8. Os FE mais baixos foram encontrados, em geral, para o veículo 7, que anteriormente apresentou os mais elevados FE de hidrocarbonetos. Mais uma vez, os veículos 4 e 6 não são considerados nesta análise visto só se possuir um único valor para este FE.

O FE do metano acompanha o já descrito para os hidrocarbonetos totais em relação à tendência de diminuição das emissões para normas mais recentes.

O único valor de FE para o veículo a gasolina Euro 5 acusa uma emissão de metano insignificante, o que já havia sendo notado anteriormente para o FE de hidrocarbonetos. Para o

veículo 1, a única viatura a gasolina no qual foi possível a aquisição completa das séries de dados, verifica-se o mesmo padrão do registado para os HC, *i.e.*, FE superiores no ARTEMIS urbano com partida a frio, seguido do ARTEMIS estrada e por fim o ARTEMIS urbano com partida a quente.

No caso dos veículos a *diesel* não se verifica, mais uma vez, uma tendência de diminuição das emissões para automóveis com normas de emissão mais recentes. Tal como o verificado para os óxidos de azoto e hidrocarbonetos totais (Figuras 3.28 e 3.29), no geral, as viaturas a *diesel* apresentam FE mais elevados no ARTEMIS urbano com partida a frio, seguido pelo ARTEMIS urbano com partida a quente e por fim o ARTEMIS estrada.

### 3.3.5 Fatores de Emissão do Material Carbonoso

Nesta Secção apresentam-se os resultados dos fatores de emissão do material carbonoso. Os valores obtidos para o veículo 1 estiveram abaixo do limite de deteção (L.D.) do método de quantificação, devido à reduzida massa de PM presente nas amostras. Os resultados dos veículos 2 e 3 foram considerados 100 % válidos, uma vez que foi possível quantificar de uma forma eficaz o EC e OC. Nas amostras dos veículos 4, 5, 6 e 7 muito semelhantes a um branco, o laser foi incapaz de separar corretamente o OC do EC, pelo que as incertezas associadas a estas determinações podem ter algum significado. Por último, o veículo 8 foi o que apresentou maiores FE de PM e, conseqüentemente maiores níveis de constituintes carbonosos. Para este último automóvel, o enegrecimento excessivo dos filtros amostrados levou à utilização de uma porção de 5 mm de filtro, em vez dos usuais 9 mm, para determinar o CT nas amostras. Para este último caso, veículo 8, devido às limitações apresentadas pelo método termo-ótico, não foi possível utilizar o laser, o que inviabilizou a separação das frações de EC/OC. Apesar das possíveis incertezas associadas à separação dos carbonos orgânico e elementar, a quantificação do CT não oferece dúvidas.

Os veículos a *diesel* apresentam FE mais elevados de material carbonoso. Estes resultados são concordantes com os reportados na bibliografia (Tabela 1.8). A viatura 8 é a que apresenta maiores FE de material carbonoso (Figuras 3.31, 3.32 e 3.33). A título indicativo, os FE de CT do automóvel 8 são cerca de 6-7 vezes superiores aos verificados no veículo 2 (Euro 3 e sem FPD) (Figura 3.31). Pode-se, portanto, afirmar que são os automóveis a *diesel* com as normas de emissão mais antigas (*i.e.* Euro 3 e 4) e sem FPD que apresentam os FE mais elevados. Ao contrário do verificado para as motorizações a gasolina, os veículos a *diesel*, com a exceção do automóvel 8, registam uma tendência de diminuição dos FE de material carbonoso para normas Euro mais recentes (Figuras 3.31, 3.32 e 3.33).

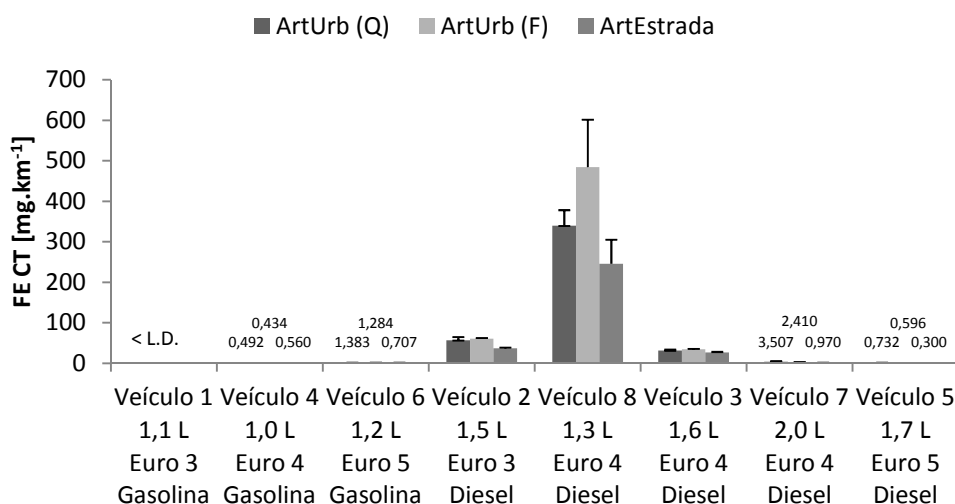


Figura 3.31 - Fatores de emissão do CT (CT=OC+EC) (em  $\text{mg.km}^{-1}$ ) obtidos utilizando os ciclos ARTEMIS.

Para os veículos 2, 3 e 8 os FE de CT são mais elevados no ciclo de condução ARTEMIS urbano com partida a frio, seguido pelo ARTEMIS urbano com partida a quente e por fim o ARTEMIS estrada. Para os restantes automóveis, com a exceção do veículo 4, verificaram-se maiores FE no ARTEMIS urbano com partida a quente, seguido do ARTEMIS urbano com partida a frio e por último o ARTEMIS estrada. O veículo 4 apresenta FE ligeiramente mais elevados para o ARTEMIS estrada, seguido do ARTEMIS urbano com início a quente e, por fim, do ARTEMIS urbano com início a frio. A reduzida motorização, apenas 1,0 l, do automóvel 4 pode ser uma possível justificação para a ocorrência de FE mais elevados no ARTEMIS estrada. Como foi exposto na Secção 2.3, é neste ciclo de condução que se verificam as velocidades mais elevadas (Tabela 2.1), podendo levar a um maior “esforço” do motor e consequente aumento das emissões de CT.

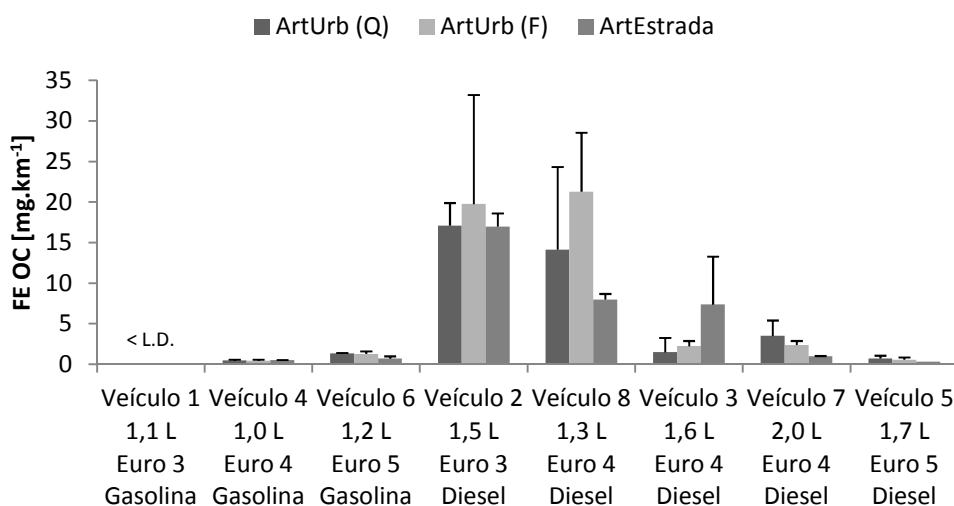


Figura 3.32 - Fatores de emissão de OC (em  $\text{mg.km}^{-1}$ ) obtidos utilizando os ciclos ARTEMIS.

As viaturas com maiores FE de OC são os veículos 2 e 8. Estes dois automóveis apresentam a mesma tendência observada para o CT (Figura 3.31), ou seja, registam FE mais elevados no ciclo de condução ARTEMIS urbano com partida a frio, seguido pelo ARTEMIS urbano com partida a quente e por fim o ARTEMIS estrada. A viatura 3, ao contrário do observado nos

restantes veículos, apresenta FE de OC mais elevados para o ARTEMIS estrada. Para o veículo 4, os ciclos de condução utilizados parecem não influenciar de uma forma distinta os FE de OC. Por fim, os FE de OC nos automóveis 5, 6 e 7 seguem também os perfis já descritos para o CT (Figura 3.31), evidenciando emissões mais elevadas para o ARTEMIS urbano com partida a quente, seguido do ARTEMIS urbano com partida a frio e por fim o ARTEMIS estrada.

Os FE de OC obtidos no presente trabalho são, em geral, mais baixos do que os descritos na bibliografia (Tabela 1.8).

Lim *et al.* (2008), Sharma *et al.* (2005) e Cocker *et al.* (2004) verificaram que ocorre um aumento da fração de OC para velocidades mais reduzidas. Esta situação é concordante com os resultados obtidos neste trabalho. De facto, neste trabalho, registaram-se FE de OC em geral mais elevados para o ciclo de condução que apresenta uma velocidade média mais reduzida, *i.e.*, ARTEMIS urbano (Secção 2.3).

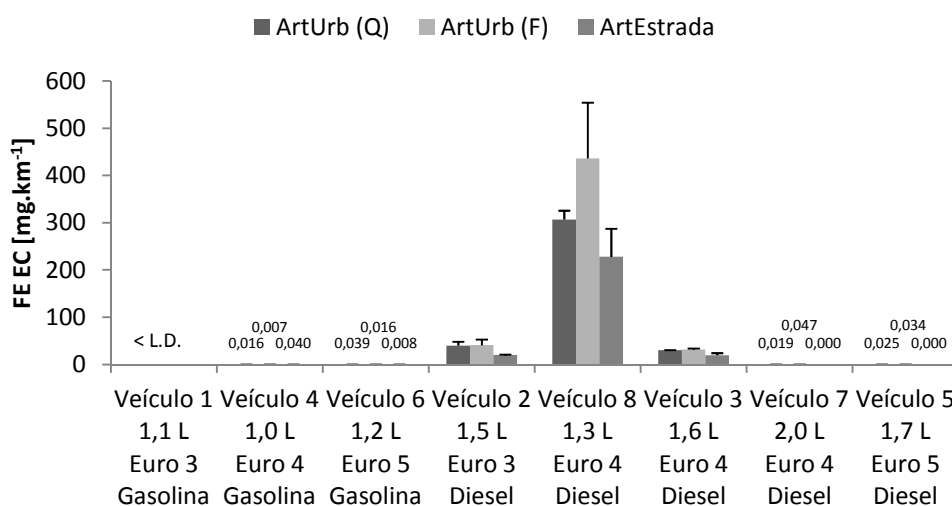


Figura 3.33 - Fatores de emissão de EC (em  $\text{mg.km}^{-1}$ ) obtidos utilizando os ciclos ARTEMIS.

Para os veículos 2, 3 e 8 regista-se a mesma tendência do observado nos FE de CT (Figura 3.31), *i.e.*, FE mais elevados no ARTEMIS urbano com partida a frio, seguido do ARTEMIS urbano com o motor previamente aquecido e por último o ARTEMIS estrada. Os veículos 5 e 7, ao contrário do verificado no CT (Figura 3.31) e OC (Figura 3.32), apresentam maiores FE de EC no ARTEMIS urbano com partida a frio, seguido do ARTEMIS urbano com partida a quente e por fim o ARTEMIS estrada. Para estas duas viaturas, no ciclo característico de uma condução fora das cidades (ARTEMIS estrada), foi obtido um FE nulo. Para as motorizações a gasolina, os veículos 4 e 6 seguem a mesma tendência do verificado no CT (Figura 3.31).

Lim *et al.* (2008), Sharma *et al.* (2005) e Cocker *et al.* (2004) verificaram que ocorre um aumento da fração de EC para velocidades mais elevadas dos veículos. Esta situação não é concordante com os resultados obtidos neste trabalho, uma vez que se registaram em geral FE mais elevados de EC para o ciclo de condução que apresenta uma velocidade média mais reduzida, *i.e.*, ARTEMIS urbano (Secção 2.3).

Geller *et al.* (2006) concluíram que a implementação de FPD reduz significativamente a fração de EC. Este facto é confirmado pelos resultados obtidos, observando-se FE de EC reduzidos

para as viaturas a *diesel* que contêm este dispositivo de tratamento dos gases de exaustão (veículos 5 e 7).

Os FE de EC do presente trabalho são, em geral, mais baixos do que os enunciados na bibliografia. As únicas exceções são os veículos 2, 3 e 8 que apresentam resultados superiores aos apresentados por Geller *et al.* (2006) (Tabela 1.8).

### 3.3.6 Fatores de Emissão de Material Particulado

Como já foi referido na introdução da Secção 3., não foi possível a determinação de fatores de emissão do material particulado para os veículos testados. Por isso, optou-se por estimar resultados dos FE a partir de valores de trabalhos já realizados (Tabela 1.8). Esta estimativa foi obtida através do conhecimento das percentagens de OC e EC presentes no material particulado e dos FE obtidos neste trabalho para a fração de material carbonoso (Secção 3.2.5) (Tabela 3.1).

Tabela 3.1 - Fatores de emissão de PM (em  $\text{mg.km}^{-1}$ ) estimados utilizando os ciclos de condução ARTEMIS.

	<b>ArtUrb (Q)</b>	<b>ArtUrb (F)</b>	<b>ArtEstrada</b>
<i>Veículo 1/1,1 l/ Euro 3/ Gasolina</i>	_*	_*	_*
<i>Veículo 4/ 1,0 l/ Euro 4/ Gasolina</i>	0,043-0,268	0,019-0,121	0,108-0,677
<i>Veículo 6/ 1,2 l/ Euro 5/ Gasolina</i>	0,104-0,654	0,044-0,275	0,021-0,129
<i>Veículo 2/ 1,5 l/ Euro 3/ Diesel</i>	49,6-64,0	51,2-66,1	24,9-32,1
<i>Veículo 8/ 1,3 l/ Euro 4/ Diesel</i>	383-495	545-704	285-367
<i>Veículo 3/ 1,6 l/ Euro 4/ Diesel</i>	37,6-48,6	39,8-51,4	24,2-31,2
<i>Veículo 7/ 2,0 l/ Euro 4/ Diesel/ FPD</i>	0,023-0,030	0,059-0,091	_*
<i>Veículo 5/ 1,7 l/ Euro 5/ Diesel/ FPD</i>	0,031-0,040	0,042-0,054	_*

\* Abaixo do limite de deteção

Os veículos *diesel* são os que apresentam, em geral, os FE mais elevados de material particulado. Bond *et al.* (2004) e EPA (2003b) verificaram que as emissões de PM para as motorizações a gasolina são cerca de duas ordens de magnitude inferior comparativamente com as viaturas a *diesel*. Os resultados deste trabalho corroboram esta constatação. A viatura 8 é a que apresenta maiores FE de PM. Os valores mais baixos foram obtidos por uma viatura a gasolina, com norma de emissão Europeia mais antiga (veículo 1).

Verifica-se, para todos os veículos, que os FE de PM são, em geral, mais baixos para o ciclo de condução que envolve velocidades mais elevadas, *i.e.*, ARTEMIS estrada. Os resultados obtidos para as motorizações a *diesel* refletem os valores reportados na bibliografia (Tabela 1.5).

Todos os veículos a *diesel* apresentam FE mais elevados no ciclo ARTEMIS com partida a frio em comparação com o ARTEMIS urbano com partida a quente. Nas motorizações a gasolina verifica-se o oposto.

Geller *et al.* (2006), Gertler (2005), Kittelson (1998), Schauer *et al.* (1996) e Williams *et al.* (1989) demonstraram que os veículos a *diesel* sem FPD apresentam emissões de PM superiores comparativamente com os automóveis a gasolina. Esta conclusão é demonstrada pelos resultados obtidos neste trabalho (Tabela 3.1).

Os valores obtidos para todos os veículos a gasolina são mais reduzidos do que os extraídos do Guião CORINAIR (Tabela 1.4). Para os automóveis a *diesel*, apenas se registaram

resultados mais baixos para os veículos 2 e 3, nos testes em que se utilizaram o ciclo ARTEMIS estrada. No caso das viaturas 5 e 7 foram registados valores mais baixos em todos os ciclos de condução. Os FE do presente trabalho para veículos a gasolina são em geral mais baixos do que os apresentados nas compilações bibliográficas das Tabelas 1.7 e 1.8. Os FE publicados a partir de testes com dinamómetro (Tabela 1.5) são, em geral, mais elevados do que os aqui estimados. No caso das motorizações a *diesel*, os resultados obtidos são na generalidade superiores aos das Tabelas 1.5 e 1.8 e inferiores aos da Tabela 1.7.

### 3.4 Razões OC/EC

A razão OC/EC é utilizada como indicador para estimar a contribuição do tráfego rodoviário nas emissões de material carbonoso presente na atmosfera e para diferenciar principalmente o OC primário do secundário (Gelencsér *et al.*, 2007; Castro *et al.*, 1999). Na tabela 3.2 apresentam-se as razões OC/EC para cada um dos veículos testados para os diferentes ciclos de condução ARTEMIS utilizados.

Tabela 3.2 - Razões OC/EC para os ciclos de condução ARTEMIS.

	ArtUrb (Q)	ArtUrb (F)	ArtEstrada
Veículo 1/1,1 l/ Euro 3/ Gasolina	_*	_*	_*
Veículo 4/ 1,0 l/ Euro 4/ Gasolina	30,14	59,59	13,01
Veículo 6/ 1,2 l/ Euro 5/ Gasolina	34,85	78,09	91,95
Veículo 2/ 1,5 l/ Euro 3/ Diesel	0,431	0,482	0,854
Veículo 8/ 1,3 l/ Euro 4/ Diesel	0,046	0,049	0,035
Veículo 3/ 1,6 l/ Euro 4/ Diesel	0,049	0,070	0,381
Veículo 7/ 2,0 l/ Euro 4/ Diesel/ FPD	186,3	49,94	_*
Veículo 5/ 1,7 l/ Euro 5/ Diesel/ FPD	28,71	16,65	_*

\* Abaixo do limite de detecção

São os automóveis a *diesel* sem FPD que apresentam as razões OC/EC mais baixas (*i.e.* viaturas 2,3 e 8). Verifica-se também que para os veículos 2 e 3 esta razão é menor para o ciclo de condução ARTEMIS urbano com partida a quente, seguido do ARTEMIS urbano com partida a frio e por último o ARTEMIS estrada. Por outro lado, o veículo 8 apresenta uma razão OC/EC inferior no ARTEMIS estrada, seguido do ARTEMIS urbano com o motor previamente aquecido e por fim o ARTEMIS urbano com arranque a frio. Para os restantes automóveis a *diesel* observam-se razões de OC/EC maiores no ciclo de condução ARTEMIS urbano com arranque a quente. Relativamente às motorizações a gasolina (veículos 4 e 6), não se verifica uma tendência clara para as razões de OC/EC.

Shah *et al.* (2004) observaram que a idade do motor influencia as razões de OC/EC. As emissões de EC são mais elevadas para motores com maior tempo de utilização, *i.e.*, mais “velhos”. O número reduzido de veículos abrangido neste estudo não permite a generalização de uma conclusão deste tipo. Os do presente trabalho para veículos a *diesel* são em geral inferiores aos apresentados nas Tabelas bibliográficas 1.8 e 1.9. As razões OC/EC obtidas neste trabalho são em geral muito elevadas (em cerca de 100 a 1000 ordens de grandeza) ou muito baixas (10 ordens de grandeza) comparativamente com as reportadas em túneis rodoviários (Tabela 1.10).

No caso das motorizações a gasolina, os rácios são geralmente superiores aos obtidos para emissões automóveis com diferentes metodologias (Tabelas 1.8, 1.9 e 1.10).

### 3.5 Verificação do Cumprimento dos Valores Limite de Emissão

Tal como referido na Secção 2.3.3, o NCCE, foi usado apenas para as medições de gases regulamentados ( $\text{CO}_2$ , CO,  $\text{NO}_x$ , HC e HCNM) (Anexo 8), a fim de avaliar se os veículos usados cumprem com os VLE fixados para a respetiva categoria, de acordo com o ano de produção. É importante referir que para o NCCE os resultados apresentados resultam apenas de um ensaio enquanto no ARTEMIS podem resultar de um ou mais ensaios.

Na Tabela 3.3 apresentam-se os FE obtidos para os diferentes ciclos de condução utilizados e respetivos valores limite de emissão.

Verificou-se que os FE são mais elevados, com a exceção do  $\text{CO}_2$  e  $\text{NO}_x$ , no NCCE quando comparados com os obtidos utilizando os ciclos de condução ARTEMIS.

Os veículos a gasolina são os únicos que apresentam valores limite de emissão para HC e HCNM. Comparando os resultados obtidos com o NCCE e os ciclos de condução ARTEMIS verifica-se que todos os veículos cumprem os VLE estipulados para estes dois gases de exaustão nas normas de emissão europeias.

A comparação dos resultados registados utilizando o NCCE com as normas permite observar que os veículos 2 e 7 não cumprem os valores limite de emissão para o monóxido de carbono. Estes dois veículos apresentam FE de 0,792 e 0,759  $\text{g.km}^{-1}$ , respetivamente. Vojtisek-Lom *et al.* (2009) observaram que o desgaste nos equipamentos tendem a aumentar as emissões durante a vida útil dos veículos. Uma das possíveis razões para os veículos 2 e 7 não cumprirem os VLE de CO pode estar relacionada com um possível envelhecimento do catalisador (ver quilometragem dos veículos na Tabela 2.3). Relativamente aos restantes VLE foi possível constatar que todos os veículos apresentam FE abaixo dos valores estipulados nas normas de emissão europeias.

Nos ciclos de condução ARTEMIS verifica-se que os veículos a gasolina cumprem os VLE de CO,  $\text{NO}_x$  e PM. Para as motorizações a *diesel*, nos ciclos de condução ARTEMIS registaram-se, com a exceção dos veículos 2 e 8, resultados inferiores aos estipulados para o monóxido de carbono. Contudo, no geral, nenhuma viatura a *diesel* cumpre os VLE de  $\text{NO}_x$  e HC+ $\text{NO}_x$ . Os resultados relativos às excedências das emissões de óxidos de azoto para as motorizações a *diesel* são concordantes com os resultados apresentados por Weiss *et al.* (2011a). Relativamente às PM, o veículo 2 não cumpre os VLE no ciclo ARTEMIS que simula a condução no interior das cidades. Os veículos 3 e 8 excedem os limites em todos os testes efetuados.

Tabela 3.3 - Fatores de emissão obtidos para os diferentes ciclos de condução utilizados e respectivos limites de emissão.

		HC [g.km <sup>-1</sup> ]		HCNM [g.km <sup>-1</sup> ]		CO [g.km <sup>-1</sup> ]		HC+NO <sub>x</sub> [g.km <sup>-1</sup> ]		NO <sub>x</sub> [g.km <sup>-1</sup> ]		PM [g.km <sup>-1</sup> ]	
		VLE		VLE		VLE		VLE		VLE		VLE	
Veículo 1	NCCE	0,091	0,200	0,081	S.L.E.	0,878	2,30	0,130	S.L.E.	0,039	0,15	-*	S.L.E.
	ArtUrb (Q)	0,010 ± 0,003		0,005 ± 0,002		0,031 ± 0,020		0,126 ± 0,034		0,116 ± 0,032		-*	
	ArtUrb (F)	0,025 ± 0,021		0,019 ± 0,018		0,234 ± 0,265		0,097 ± 0,053		0,071 ± 0,032		-*	
	ArtEstrada	0,018 ± 0,008		0,013 ± 0,007		0,850 ± 0,716		0,058 ± 0,013		0,040 ± 0,005		-*	
Veículo 4	NCCE	0,056	0,100	0,052	S.L.E.	0,600	1,00	0,067	S.L.E.	0,011	0,08	-*	S.L.E.
	ArtUrb (Q)	0,005		0,002		0,062		0,032		0,028		0,043-0,268	
	ArtUrb (F)	-*		-*		-*		-*		-*		0,019-0,121	
	ArtEstrada	0,007		0,005		0,426		0,016		0,008		0,108-0,677	
Veículo 6	NCCE	0,050	0,100	0,047	0,068	0,494	1,00	0,058	S.L.E.	0,008	0,06	-*	5,00
	ArtUrb (Q)	-*		-*		-*		-*		-*		0,104-0,654	
	ArtUrb (F)	-*		-*		-*		-*		-*		0,044-0,275	
	ArtEstrada	0,001		0,001		0,051		0,019		0,017		0,021-0,129	
Veículo 2	NCCE	0,072	S.L.E.	0,066	S.L.E.	0,792	0,640	0,448	0,560	0,376	0,500	-*	50,0
	ArtUrb (Q)	0,087 ± 0,004		0,080 ± 0,005		0,425 ± 0,069		0,853 ± 0,047		0,766 ± 0,043		49,6-64,0	
	ArtUrb (F)	0,093 ± 0,005		0,085 ± 0,004		0,635 ± 0,006		1,01 ± 0,028		0,912 ± 0,024		51,2-66,1	
	ArtEstrada	0,035 ± 0,004		0,031 ± 0,004		0,050 ± 0,006		0,580 ± 0,073		0,545 ± 0,069		24,9-32,1	
Veículo 8	NCCE	0,037	S.L.E.	0,031	S.L.E.	0,339	0,500	0,293	0,300	0,255	0,250	-*	25,0
	ArtUrb (Q)	0,024 ± 0,005		0,015 ± 0,004		0,865 ± 0,100		0,583 ± 0,020		0,559 ± 0,016		383-495	
	ArtUrb (F)	0,058 ± 0,011		0,043 ± 0,012		1,875 ± 0,615		0,667 ± 0,082		0,609 ± 0,071		545-704	
	ArtEstrada	0,022 ± 0,011		0,010 ± 0,005		0,576 ± 0,224		0,349 ± 0,028		0,327 ± 0,017		285-367	
Veículo 3	NCCE	0,028	S.L.E.	0,018	S.L.E.	0,236	0,500	0,220	0,300	0,192	0,250	-*	25,0
	ArtUrb (Q)	0,010 ± 0,002		0,001 ± 0,002		0,014 ± 0,013		0,539 ± 0,043		0,529 ± 0,041		37,6-48,6	
	ArtUrb (F)	0,024 ± 0,005		0,011 ± 0,002		0,166 ± 0,009		0,531 ± 0,013		0,508 ± 0,011		39,8-51,4	
	ArtEstrada	0,002 ± 0,000		0,001 ± 0,000		0,003 ± 0,001		0,366 ± 0,012		0,361 ± 0,012		24,2-31,2	
Veículo 7	NCCE	0,152	S.L.E.	0,144	S.L.E.	0,759	0,500	0,282	0,300	0,131	0,250	-*	25,0
	ArtUrb (Q)	0,088 ± 0,024		0,084 ± 0,025		0,019 ± 0,005		0,881 ± 0,109		0,793 ± 0,085		0,023-0,030	
	ArtUrb (F)	0,135 ± 0,041		0,130 ± 0,040		0,224 ± 0,263		0,802 ± 0,170		0,667 ± 0,128		0,059-0,091	
	ArtEstrada	0,012 ± 0,001		0,011 ± 0,001		0,003 ± 0,002		0,493 ± 0,037		0,481 ± 0,036		-*	
Veículo 5	NCCE	0,015	S.L.E.	0,009	S.L.E.	0,079	0,500	0,184	0,230	0,169	0,180	-*	5,00
	ArtUrb (Q)	0,011 ± 0,002		0,008 ± 0,002		0,064 ± 0,036		0,707 ± 0,064		0,696 ± 0,061		0,031-0,040	
	ArtUrb (F)	0,021 ± 0,009		0,016 ± 0,008		0,204 ± 0,135		0,609 ± 0,052		0,588 ± 0,043		0,042-0,054	
	ArtEstrada	0,004 ± 0,002		0,002 ± 0,002		0,017 ± 0,004		0,394 ± 0,006		0,390 ± 0,005		-*	

S.L.E = Sem Limite de Emissão



### 3.6 Síntese dos Resultados

Do que foi exposto ao longo da Secção 3 destacam-se os seguintes pontos:

- Os maiores valores instantâneos de concentração verificam-se, na generalidade, para velocidades elevadas e acelerações.
- Constata-se que, em geral, as motorizações a *diesel* atingem valores instantâneos de concentração mais elevados para os óxidos de azoto.
- As viaturas 1 e 4 (ambas a gasolina) apresentam os maiores valores instantâneos de CO, HC e CH<sub>4</sub> no ciclo de condução ARTEMIS estrada.
- No ARTEMIS urbano, as concentrações instantâneas mais elevadas de HC e CO foram observadas para os veículos a *diesel*.
- Em relação às concentrações instantâneas de CO<sub>2</sub> não é possível destacar diferenças significativas entre veículos a gasolina e *diesel*. A esta constatação não será alheia, o facto dos consumos de combustível (l.100km<sup>-1</sup>) não diferirem fortemente entre veículos e ciclos de condução.
- Verifica-se que os condutores têm influência no consumo de combustível e consequentemente nas emissões registados nos veículos.
- Os FE dos gases de exaustão provenientes do setor dos transportes são, em geral, mais elevados para as motorizações a *diesel*.
- Nos veículos a gasolina regista-se uma tendência da diminuição dos FE, com a exceção das PM, para normas Euro mais recentes. No entanto, estes resultados devem ser vistos com alguma precaução atendendo ao facto de grande parte dos resultados para esta categoria de veículos ter sido obtida para apenas um ensaio. No caso das motorizações a *diesel*, com a exceção do NO<sub>x</sub>, HC e CH<sub>4</sub>, e se nesta análise não for incluído o veículo 8, observa-se uma tendência de diminuição dos FE para normas Euro mais recentes.
- Nos veículos a *diesel* o veículo 8 apesar de ser de uma norma europeia Euro 4 registou para a maior parte dos poluentes os FE mais elevados (*i.e.* CO, CH<sub>4</sub> e PM) Esta situação pode ser explicada por uma má manutenção da viatura por parte do proprietário. Em termos de emissão, os veículos a *diesel* representam um risco visto o seu desempenho ser fortemente dependente da correta manutenção da viatura. A viatura 5 (Euro 5) apresenta, em geral, os FE mais baixos para este tipo de motorização aproximando-se bastante dos automóveis a gasolina da mesma geração.
- As motorizações a gasolina e *diesel* apresentam na generalidade FE mais elevados no ciclo ARTEMIS que simula a condução em ambiente urbano, *i.e.*, no interior das cidades (ARTEMIS urbano).
- Verifica-se também que os efeitos das condições de condução de arranque a frio nas emissões dos gases de exaustão são em geral bastante significativos, tanto para veículos a gasolina como *diesel* (*i.e.* CO, HC e PM). Esta situação é explicada em grande parte devido ao catalisadores não funcionarem de uma forma

eficiente até atingir uma temperatura adequada (Joumard *et al.*, 1995). No caso do  $\text{NO}_x$  este tende a apresentar FE menores no ciclo ARTEMIS urbano a frio.

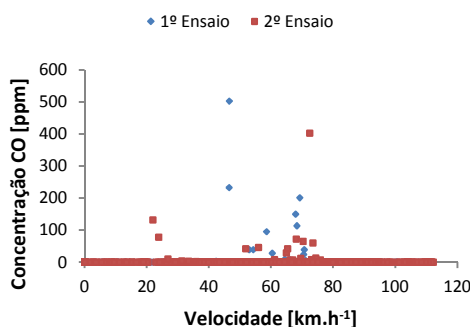
- Relativamente aos veículos a *diesel* com FPD apresentam FE de PM substancialmente mais baixos quando comparados com as viaturas que não possuem este tipo de dispositivo de tratamento dos gases de exaustão. Contudo aquando da regeneração do FPD pode ocorrer aumento substancial da emissão de poluentes como se dá conta com o exemplo registado com a viatura 5.

Tal como referido na Secção 1.5.4, após as PM serem filtradas, estas são reduzidas a cinza através dum processo denominado de regeneração (EPA, 2010). Durante um dos ensaios realizados ao veículo 5, ocorreu a regeneração do FPD (Tabela 3.4).

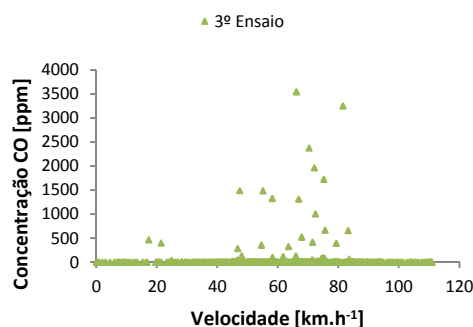
**Tabela 3.4 - Valores de FE aquando da ocorrência da regeneração do FPD do veículo 5.**

Veículo 5	HC	$\text{CH}_4$	HCNM	$\text{NO}_x$	CO	$\text{CO}_2$	CT	OC	EC	Consumo
	[g.km <sup>-1</sup> ]						[mg.km <sup>-1</sup> ]			[l.100km <sup>-1</sup> ]
ARTEMIS estrada	0,004 ± 0,002	0,002 ± 0,000	0,002 ± 0,002	0,390 ± 0,005	0,017 ± 0,004	112 ± 1,93	0,300	0,300	0,000	4,22 ± 0,073
Regeneração do FPD	0,074	0,041	0,034	0,458	0,318	172	59,1	38,9	20,2	6,478
% de Aumento	95	95	94	15	95	35	99	99	100	35

Na regeneração do FPD é necessária uma fonte externa de calor (combustível) que garanta uma temperatura próxima dos 600 °C que permita a oxidação das PM que ficaram acumuladas no filtro (Blakeman *et al.*, 2003). Por conseguinte, durante a regeneração do FPD ocorre um aumento de cerca de 35 % no consumo de combustível. Esta situação faz com que as emissões dos gases de exaustão aumentem significativamente (Tabela 3.4). A análise dos valores instantâneos revela que apesar das concentrações serem mais elevadas o padrão de variação ao longo do ciclo mantem-se (Figuras 3.34 e 3.35).



**Figura 3.35 – Valores instantaneos de emissão do CO para ensaios sem regeneração do FPD.**



**Figura 3.34 - Valores instantaneos de emissão do CO para um ensaio no qual ocorreu uma regeneração do FPD.**

- Verifica-se também que os FE mais elevados de EC e OC são registados no ciclo que simula a condução no interior das cidades (ARTEMIS urbano).
- As razões OC/EC são mais elevadas para as motorizações a gasolina e veículos a *diesel* com FPD.

- Os FE calculados a partir dos ensaios realizados usando motores de veículos ligeiros mais comuns em circulação em Portugal (em termos de cilindrada e idade) apresentaram em geral valores mais baixos do que os constantes no Guião CORINAIR relativos à média europeia.
- Os FE determinados através do NCCE, com a exceção do CO<sub>2</sub> e NO<sub>x</sub>, são mais elevados do que os obtidos a partir dos ciclos de condução ARTEMIS.
- Por fim verifica-se que na generalidade os veículos que foram testados cumprem com os VLE das normas Euro. Contudo, nos ciclos ARTEMIS nenhum dos veículos a *diesel* cumpre os VLE de NO<sub>x</sub> e HC+NO<sub>x</sub>.



## 4. Conclusões

A dissertação aqui apresentada está inserida no projeto URBE cujo objetivo consiste numa estratégia coordenada para obter perfis emissão das principais fontes urbanas, em particular as que advêm do tráfego rodoviário. No âmbito deste projeto, a caracterização das emissões provenientes do setor dos transportes foi realizada em duas etapas:

- 1ª Etapa: Caracterização e quantificação de gases e partículas emitidas pelos motores de veículos ligeiros mais comuns em circulação em Portugal (em termos de cilindrada e idade) a partir de ensaios num dinamómetro sob ciclos de condução real utilizando veículos a gasolina e *diesel*, com diferentes normas de emissão europeias e motorizações.
- 2ª Etapa: Caracterização química e análise de partículas emitidas pelos veículos a partir de medições em túnel rodoviário, com vista à identificação dos seus fatores de emissão e perfis químicos da matéria particulada.

O objetivo principal deste trabalho engloba a primeira etapa, tendo sido alcançado com relativo sucesso. Para o cumprimento dos objetivos propostos foi utilizado um dinamómetro, no qual oito veículos ligeiros (gasolina e *diesel*) representativos do parque automóvel nacional, em termos de cilindrada e idade, seguiram três ciclos de condução: (i) O ARTEMIS estrada que representa a condução real em ambiente rural (*i.e.* fora das zonas urbanas), (ii) o ARTEMIS urbano característico da condução no interior das cidades com arranque a frio e a quente e (iii) o NCCE, que apesar de não permitir a determinação de FE realistas, foi utilizado a fim de relacionar os veículos a uma dada classe Euro e verificar se estes estavam ou não a cumprir os valores limite estipulados pelas normas de emissão europeias. Os ensaios realizados permitiram obter FE dos gases de exaustão (CO<sub>2</sub>, CO, NO<sub>x</sub>, HC, CH<sub>4</sub>, HCNM). Foram também recolhidas amostras representativas de emissão de PM. Estas foram analisadas a partir de um método termo-óptico e os FE de CT, OC e EC foram determinados.

Uma análise preliminar dos resultados permitiu observar que as emissões dos veículos são influenciadas pelo condutor que executa os ensaios e pelas velocidades e acelerações impostas nos ciclos de condução. Os maiores valores instantâneos de concentração são registadas na generalidade para velocidades mais elevadas e nas fases em que ocorre uma aceleração.

Os FE dos gases de exaustão são, em geral, mais elevados para as motorizações a *diesel*. Verifica-se que os efeitos das condições de condução de arranque a frio nas emissões dos gases de exaustão (*i.e.* CO, HC e PM) são em geral bastante significativos tanto para veículos a gasolina como *diesel*.

Nos veículos a gasolina regista-se uma tendência da diminuição dos FE, com a exceção das PM, para normas Euro mais recentes. No entanto, estes resultados devem ser vistos com alguma precaução atendendo ao facto de grande parte dos resultados para esta categoria de veículos ter sido obtida para apenas um ensaio. No caso das motorizações a *diesel*, com a exceção do NO<sub>x</sub>, HC e CH<sub>4</sub>, e se nesta análise não for incluído o veículo 8, observa-se uma tendência de diminuição dos FE para normas Euro mais recentes. A viatura 8 apesar de ser um Euro 4 apresenta os FE mais elevados para CO, CH<sub>4</sub> e PM. Esta situação porventura deve-se a uma má manutenção do veículo por parte do proprietário. Assim sendo, pode-se afirmar que as motorizações a *diesel*

representam em termos de emissão um risco visto o seu desempenho ser fortemente dependente da correta manutenção da viatura.

Para os veículos a *diesel* com FPD verificam-se emissões de PM bastantes reduzidas. Este dispositivo de tratamento dos gases de exaustão reduz significativamente as emissões de material particulado e carbonoso. Tendo em consideração que as emissões de PM nos veículos a *diesel* é o poluente emitido que provoca maiores consequências negativas em ambientes urbanos, pode-se afirmar-se que a implementação de FPD é uma medida eficaz na redução deste tipo de emissões no setor dos transportes. Contudo, verifica-se que durante a regeneração do FPD as emissões dos gases de exaustão aumentam significativamente. Num futuro próximo será importante avaliar a influência que as regenerações dos FPD têm nas emissões destas motorizações.

Verifica-se também que os FE mais elevados de EC e OC são registados no ciclo que simula a condução no interior das cidades (ARTEMIS urbano). As razões OC/EC são mais elevadas para as motorizações a gasolina e veículos a *diesel* com FPD.

Os FE determinados através do NCCE, com a exceção do CO<sub>2</sub> e NO<sub>x</sub>, são mais elevados do que os obtidos a partir dos ciclos de condução ARTEMIS. Os FE calculados a partir dos ensaios realizados usando veículos representativos da frota Portuguesa em termos de idade e cilindrada apresentaram em geral valores mais baixos do que os constantes no Guião CORINAIR relativos à média europeia.

Por fim verifica-se que na generalidade os veículos testados neste trabalho cumprem com os valores limite de emissão constantes nas normas Euro. Contudo, verifica-se que nos ciclos ARTEMIS, ciclos que representam a condução num mundo real, nenhum dos veículos a *diesel* cumpre os valores limite de emissão de NO<sub>x</sub> e HC+NO<sub>x</sub>.

Apesar das limitações relativamente à informação incompleta de dados dos veículos a gasolina e a impossibilidade de determinação experimental dos FE do material particulado. O trabalho aqui apresentado representa um importante passo para um maior conhecimento das características e composição das emissões provenientes do setor dos transportes em Portugal. As informações obtidas não são apenas importantes para uma possível estimativa das emissões do setor rodoviário no presente, mas também no passado e futuro. No passado, este tipo de informação poderá permitir avaliar se as estimativas realizadas anteriormente estão corretas e se as medidas de mitigação implementadas neste setor foram as mais acertadas. Tal como foi referido na Secção 1.1, o parque automóvel em Portugal está envelhecido e face à conjuntura económica atual, esta situação tenderá a agravar-se no futuro. Portanto, pode-se afirmar que os veículos avaliados neste trabalho no futuro representarão uma percentagem significativa das viaturas em circulação em Portugal.

Num futuro próximo seria de todo o interesse a utilização duma metodologia PEMS utilizando novamente os veículos mais frequentes da frota Portuguesa em termos de cilindrada e idade com o objetivo duma validação dos FE obtidos neste trabalho. Para finalizar, tendo em conta que os veículos pesados são maior fonte de material particulado e NO<sub>x</sub>, uma outra possibilidade seria a caracterização e quantificação de gases e partículas emitidas pelos motores dos veículos pesados mais comuns em circulação em Portugal através duma metodologia PEMS.

## 5. Referências Bibliográficas

ABU-ALLABAN, M.; GILLIES, J. A.; GERTLER, A. W.; CLAYTON, R.; PROFFITT, D. - Tailpipe, resuspended road dust, and brake-wear emission factors from on-road vehicles. Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 37, n.º 37 (2003), p. 5283-5293.

ACEA/EUROPIA - European Programme on Emissions, Fuels, and Engine Technologies. Brussels: European Automobile Manufacturers Association / European Petroleum Industry Association, 1995a.

ACEA/EUROPIA - Fuel Additives, Deposit Formation, and Emissions: An Evaluation of Existing Literature. Brussels: European Automobile Manufacturers Association / European Petroleum Industry Association, 1995b.

ACEVES, S. M.; BERRY, G. D.; MARTINEZ-FRIAS, J.; ESPINOZA-LOZA, F. - Vehicular storage of hydrogen in insulated pressure vessels. International Journal of Hydrogen Energy. ISSN 0360-3199. Vol. 31, n.º 15 (2006), p. 2274-2283.

ACHOUR, H.; CARTON, J. G.; OLABI, A. G. - Estimating vehicle emissions from road transport, case study: Dublin City. Applied Energy. ISSN 0306-2619. Vol. 88, n.º 5 (2011), p. 1957-1964.

ACHOUR, L. - Dynamique et contrôle de la régénération d'un filtre à particules Diesel. École des Mines de Paris., 2001. Thèse de doctorat.

AFONSO, J.; PIO, C.; OLIVEIRA, T. - Avaliação da determinação de carbono Orgânico e Carbono Negro por um Método Termo Óptico: Actas da 8ª Conferência Nacional do Ambiente. Lisboa, Portugal, 2004.

AHUJA, M. S.; PASKIND, J. J.; HOUCK, J. E.; CHOW, J. C. - Design of a study for the chemical and size characterization of particulate matter emissions from selected sources in California: Transactions, Receptor Models in Air Resources Management, Watson, J. G., Ed. Pittsburgh, PA, 1989.

ALANDER, T. J.; LESKINEN, A. P.; RAUNEMAA, T. M.; RANTANEN, L. - Characterization of diesel particles: effects of fuel reformulation, exhaust aftertreatment, and engine operation on particle carbon composition and volatility. Environmental science & technology. 38:9 (2004) 2707-14.

ALMEIDA, E. - Aerossol carbonoso: contribuição para a sua caracterização. Universidade de Aveiro, 2009. Tese de Mestrado.

ALVES, C. A. - Origem e composição da matéria orgânica presente nos aerossóis atmosféricos. Universidade de Aveiro, 2001. Tese de Doutoramento.

ALVES, C. A.; PIO, C.; DUARTE, A. - Composition of extractable organic matter of air particles from rural and urban Portuguese areas. Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 35, n.º 32 (2001), p. 5485-5496.

AMATO, F.; PANDOLFI, M.; ESCRIG, A.; QUEROL, X.; ALASTUEY, A.; PEY, J.; PEREZ, N.; HOPKE, P. K. - Quantifying road dust resuspension in urban environment by Multilinear Engine: A comparison with PMF2. Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 43, n.º 17 (2009), p. 2770-2780.

ANDRÉ, M.; HICKMAN, A.; HASSEL, D.; JOUMARD, R. - Driving Cycles for Emission Measurements Under European Conditions. Warrendale, USA: Society of Automotive Engineers (SAE), 1995.

ANDRÉ, M. - Driving patterns analysis and driving cycles - European Development of Hybrid Technology approaching efficient Zero Emission Mobility (HYZEM). Bron, France, : INRETS 1997.

ANDRÉ, M.; RAPONE, M. - Analysis and modelling of the pollutant emissions from European cars regarding the driving characteristics and test cycles. Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 43, n.º 5 (2009), p. 986-995.

ANDRÉ, M.; JOUMARD, R.; VIDON, R.; TASSEL, P.; PERRET, P. - Real-world European driving cycles, for measuring pollutant emissions from high- and low-powered cars. Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 40, n.º 31 (2006), p. 5944-5953.

ANDRÉ, M. - Real-world driving cycles for measuring cars pollutant emissions – Part A: Driving cycles according to vehicle power. INRETS-LTE 0411, 2006.

ANDRÉ, M. - Real-world driving cycles for measuring cars pollutant emissions - Part A: The Artemis European driving cycles. Bron, France: INRETS 2004a.

ANDRÉ, M. - The ARTEMIS European driving cycles for measuring car pollutant emissions. Science of The Total Environment. ISSN 0048-9697. Vol. 334–335, n.º 0 (2004b), p. 73-84.

ANFAC - European Motor Vehicle Parc 2008. Associação Nacional de Fabricantes e Automóveis e Camiões 2010. 0361-1981.

APA - Ecoeficiência dos setores de atividade económica [Em linha]. Agencia Portuguesa do Ambiente. [Consult. 30 Out. 2012a]. Disponível em  
WWW:<URL:<http://sniamb.apambiente.pt/portals/Indicadores/FichaIndicador.aspx?IndID=48>

APA - Relatório do Estado do Ambiente (REA) Portugal: Agencia Portuguesa do Ambiente 2012b.

BALTUSIS, P. - On-board vehicle diagnostics. Convergence Transportation Electronics Association, 2004

BERGVALL, C.; WESTERHOLM, R. - Determination of highly carcinogenic dibenzopyrene isomers in particulate emissions from two diesel- and two gasoline-fuelled light-duty vehicles. Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 43, n.º 25 (2009), p. 3883-3890.

BISWAS, S.; VERMA, V.; SCHAUER, J. J.; SIOUTAS, C. - Chemical speciation of PM emissions from heavy-duty diesel vehicles equipped with diesel particulate filter (DPF) and selective catalytic reduction (SCR) retrofits. Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 43, n.º 11 (2009), p. 1917-1925.

BLAKEMAN, P. G.; CHIFFEY, A. F.; PHILLIPS, P. R.; TWIGG, M. V.; WALKER, A. P. - Developments In Diesel Emission Aftertreatment Technology. SAE Technical Paper, 2003.

BLUMBERG, K. O.; WALSH, M. P.; PERA, C. - Low-Sulfur Gasoline & Diesel: The key to Lower Vehicle Emissions. 2003.

BOND, T. C.; STREETS, D. G.; YARBER, K. F.; NELSON, S. M.; WOO, J.; KLIMONT, Z. - A technology-based global inventory of black and organic carbon emissions from combustion. Journal of Geophysical Research. 109:D14 (2004) D14203. doi: 10.1029/2003JD003697.

BORGE, R.; DE MIGUEL, I.; DE LA PAZ, D.; LUMBRERAS, J.; PÉREZ, J.; RODRÍGUEZ, E. - Comparison of road traffic emission models in Madrid (Spain). Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 62, n.º 0 (2012), p. 461-471.

BORKEN, J.; STELLER, H.; MERÉTEI, T.; VANHOVE, F. - Global and country inventory of road passenger and freight transportation, their fuel consumption and their emissions of air pollutants in the year 2000. Journal of the Transportation Research Board. August 2006 (2007).



BORREGO, C.; TCHEPEL, O.; MIRANDA, A. I. - Impact of road traffic emissions on air quality of the Lisbon region. Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 34, n.º 27 (2000), p. 4683-4690.

BRESNAHAN, T. F.; YAO, D. A. - Global and country inventory of road passenger and freight transportation, their fuel consumption and their emissions of air pollutants in the year 2000. RAND Journal of Economics. 16:April 1985 (1985) 437-455.

BURNETT, R. T.; DALES, R. E.; RAIZENNE, M. E.; KREWSKI, D.; SUMMERS, P. W.; ROBERTS, G. R.; RAAD-YOUNG, M.; DANN, T.; BROOK, J. - Effects of Low Ambient Levels of Ozone and Sulfates on the Frequency of Respiratory Admissions to Ontario Hospitals. Environmental Research. ISSN 0013-9351. Vol. 65, n.º 2 (1994), p. 172-194.

BURÓN, J. M.; LÓPEZ, J. M.; APARICIO, F.; MARTÍN, M. Á.; GARCÍA, A. - Estimation of road transportation emissions in Spain from 1988 to 1999 using COPERT III program. Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 38, n.º 5 (2004), p. 715-724.

CACHIER, H. - Global and country inventory of road passenger and freight transportation, their fuel consumption and their emissions of air pollutants in the year 2000. Aerosol Science and Technology. 24 Mar 1988 (1989) 379-385.

CADLE, S. H.; MULAWA, P. A.; HUNSANGER, E. C. - Composition of Light-Duty Motor Vehicle Exhaust Particulate Matter in the Denver, Colorado Area. Environmental Science & Technology. ISSN 0013-936X. Vol. 33, n.º 14 (1999), p. 2328-2339.

CADLE, S. H.; MULAWA, P. A. - Particulate emission rates from in-use high-emitting vehicles recruited in orange county, California. Environmental Science and Technology. Vol. 31 (1997), p. 3405-3412.

CASERINI, S.; GALANTE, S.; OZGEN, S.; CUCCO, S.; DE GREGORIO, K.; MORETTI, M. - A methodology for elemental and organic carbon emission inventory and results for Lombardy region, Italy. Science of The Total Environment. ISSN 0048-9697. Vol. 450-451, n.º 0 (2013), p. 22-30.

CASTRO, L. M.; PIO, C. A.; HARRISON, R. M.; SMITH, D. J. T. - Carbonaceous aerosol in urban and rural European atmospheres: estimation of secondary organic carbon concentrations. Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 33, n.º 17 (1999), p. 2771-2781.

CASTRO, L. M. - Composição e origem dos poluentes particulados numa atmosfera costeira. Universidade de Aveiro, 1997. Tese de Doutoramento.

CEE- Diretiva do Conselho de 26 de Junho de 1991. 91/441/CEE.: Comunidade Económica Europeia, 1991.

CE - Eurobarómetro sobre Política de Transportes 2010. Comissão Europeia, 2010.

CE - Um futuro sustentável para os transportes: rumo a um sistema integrado, baseado na tecnologia e de fácil utilização. Comissão Europeia, 2009.

CERQUEIRA, M.; PIO, C. A.; AFONSO, J. V.; SANTOS, C. N. - Níveis de carbono particulado na precipitação: observações efectuadas em Aveiro durante o ano de 2003: Actas da 8ª Conferência Nacional do Ambiente. Lisboa, Portugal, 2004.

CHOW, J. C.; WATSON, J. G.; LOWENTHAL, D. H.; CHEN, L. W. A.; MAGLIANO, K. L. - Particulate carbon measurements in California's San Joaquin Valley. Chemosphere. ISSN 0045-6535. Vol. 62, n.º 3 (2006), p. 337-348.

CHOW, J. C.; WATSON, J. G.; LOWENTHAL, D. H.; CHEN, L. W. A.; MOTALLEBI, N. - PM2.5 source profiles for black and organic carbon emission inventories. Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 45, n.º 31 (2011), p. 5407-5414.

CICERO-FERNÁNDEZ, P.; LONG, J. R.; WINER, A. M. - Effects of grades and other loads on on-road emissions of hydrocarbons and carbon monoxide. Journal of the Air & Waste Management Association. Vol. 47 (1997), p. 898-904.

COCKER, D. R.; SHAH, S. D.; JOHNSON, K.; MILLER, J. W.; NORBECK, J. M. - Development and application of a mobile laboratory for measuring emissions from diesel engines. 2. Sampling for toxics and particulate matter. Environmental science & technology. Vol. 38 (2004), p. 6809-16.

COLBERG, C. A.; TONA, B.; CATONE, G.; SANGIORGIO, C.; STAHEL, W. A.; STURM, P.; STAEHELIN, J. - Statistical analysis of the vehicle pollutant emissions derived from several European road tunnel studies. Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 39, n.º 13 (2005), p. 2499-2511.

CONCAWE - Motor Vehicle Emission Regulations and Fuel Specifications. Part 2. Detailed Information and Historic Review (1970–1996). Brussels: 1997.

- Control method and system for diesel particulate filter regeneration. VAN NIEUWSTADT, M.; TENNISON, P..

CORSMEIER, U.; IMHOF, D.; KOHLER, M.; KUHLEIN, J.; KURTENBACH, R.; PETREA, M.; ROSENBOHM, E.; VOGEL, B.; VOGT, U. - Comparison of measured and model-calculated real-world traffic emissions. Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 39, n.º 31 (2005), p. 5760-5775.

DEMUYNCK, J.; BOSTEELS, D.; DE PAEPE, M.; FAVRE, C.; MAY, J.; VERHELST, S. - Recommendations for the new WLTP cycle based on an analysis of vehicle emission measurements on NEDC and CADC. Energy Policy. ISSN 0301-4215. Vol. 49, n.º 0 (2012), p. 234-242.

DOCKERY, D. W.; POPE, C. A.; XU, X.; SPENGLER, J. D.; WARE, J. H.; FAY, M. E.; FERRIS, B. G.; SPEIZER, F. E. - An association between air pollution and mortality in six US cities. North England Journal of Medicine. Vol. 329, n.º 24 (1993), p. 1753-1759.

EC - Roadmap to a Single European Transport Area: Towards a competitive and resource efficient transport system. European Commission 2011.

EDWARDS, R.; LARIVÉ, J-F.; BEZIAT, J-C. - Well-to-wheels analysis of future automotive fuels and power trains in the European context: Well-to-Tank Report. European Commission 2007.

EEA - Transport and Environment: on the Way to a New Common Transport Policy. TERM 2006: Indicators Tracking Transport and Environment in the European Union. European Environment Agency, 2007.

EL HADDAD, I.; MARCHAND, N.; DRON, J.; TEMIME-ROUSSEL, B.; QUIVET, E.; WORTHAM, H.; JAFFREZO, J. L.; BADUEL, C.; VOISIN, D.; BESOMBES, J. L.; GILLE, G. - Comprehensive primary particulate organic characterization of vehicular exhaust emissions in France. Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 43, n.º 39 (2009), p. 6190-6198.

EL-FADEL, M.; HASHISHO, Z. - Vehicular emissions and air quality assessment in roadway tunnels: the Salim Slam tunnel. Transportation Research Part D: Transport and Environment. ISSN 1361-9209. Vol. 5, n.º 5 (2000), p. 355-372.

EMEP/CORINAIR - The Atmospheric Emission Inventory Guidebook, third ed: 2006.

EMEP/EEA - Air Pollutant Emission Inventory Guidebook. European Environment Agency. Technical Report No 9, 2009.

EPA - Diesel Particulate Filter General Information. Technical Bulletin. National Clean Diesel Campaign. Environmental Protection Agency, 2010.

EPA - [Em linha]. Environmental Protection Agency. [Consult. 11 March. 2013]. Disponível em: WWW:<URL: <http://www.epa.gov/>.

EPA - Indoor Air Quality Tools for Schools. Reference Guide. Washington, U.S: Environmental Protection Agency, 2009.

EPA - Inventory of U.S Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990-2010. Washington, U.S: Environmental Protection Agency, 2012.

EPA - Latest Findings on National Air Quality – Status and Trends through 2006. Research Triangle Park, North Carolina, USA: Environmental Protection Agency, 2008.

EPA - National Air Quality and Emissions Trends Report – Chapter 2. Office of Air Quality Planning and Standards Emissions Monitoring and Analysis Division, Air Quality Trends Analysis Group, Research Triangle Park, North Carolina: Environmental Protection Agency, 2003a.

EPA - User's Guide to MOBILE6.1 and MOBILE6.2 e Mobile Source Emission Factor Model. Washington, D.C., USA.: Environmental Protection Agency, Office of Transportation and Air Quality, 2003b.

ESTEVES-BOOTH, A.; MUNEEER, T.; KIRBY, H.; KUBIE, J. - The measurement of vehicular driving cycle within the city of Edinburgh. Transportation Research Part D: Transport and Environment. ISSN 1361-9209. Vol. 6, n.º 3 (2001), p. 209-220.

ETC - Reporting on Ambient Air Quality Assessment in the EU Member States 2008. ETC/ACC Technical Paper 2010/11. The European Topic Centre on Air and Climate Change, 2010.

EURF - European Road Statistics 2011. European Union Road Federation, 2011.

EUROSTAT - Panorama of Transport; Eurostat Statistical books 2011. European Commission. 2011.

FAIZ, A. - Automotive emissions in developing countries-relative implications for global warming, acidification and urban air quality. Transportation Research Part A: Policy and Practice. ISSN 0965-8564. Vol. 27, n.º 3 (1993), p. 167-186.

FAIZ, A.; WEAVER, C. S.; WALSH, M. P. - Air Pollution from Motor Vehicles - Standards and Technologies for Controlling Emissions. Washington, D.C: The World Bank., 1996. ISBN 0-8213-3444-1.

FARRAUTO, R. J.; VOSS, K. E.; HECK, R - SAE Paper 932720. 1993.

FARRELL, A. E.; PLEVIN, R. J.; TURNER, B. T.; JONES, A. D.; O'HARE, MICHAEL; KAMMEN, D. M. - Ethanol can contribute to energy and environmental goals. Science 2006.

FLANDRIN, Y. - Mesure des émissions automobiles de composés organiques volatils et de dérivés carbonyles; application à la modélisation eulérienne de la pollution atmosphérique (Measurement of the car emissions of volatile organic compounds and carbonyles; application to the eulerian modelling of air pollution. Lille: University of Science & Technology, 2002.

FONTARAS, G.; KOUSOULIDOU, M.; KARAVALAKIS, G.; BAKEAS, E.; SAMARAS, Z. - Impact of straight vegetable oil–diesel blends application on vehicle regulated and non-regulated emissions over legislated and real world driving cycles. Biomass and Bioenergy. ISSN 0961-9534. Vol. 35, n.º 7 (2011), p. 3188-3198.

FONTARAS, G.; PISTIKOPOULOS, P.; SAMARAS, Z. - Experimental evaluation of hybrid vehicle fuel economy and pollutant emissions over real-world simulation driving cycles. Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 42, n.º 18 (2008), p. 4023-4035.

FRANCO, V.; KOUSOULIDOU, M.; MUNTEAN, M.; NTZIACHRISTOS, L.; HAUSBERGER, S.; DILARA, P. - Road vehicle emission factors development: A review. Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 70, n.º 0 (2013), p. 84-97.

FREY, H.C.; UNAL, A., ROUPHAIL, N. M., ; COLYAR, J. D. - On-road measurement of vehicle tailpipe emissions using a portable instrument. Journal of the Air and Waste Management Association. ISSN 1047-3289. Vol. 53, n.º August 2003 (2003), p. 992-1002.

GALISTEO, F. C.; LARESE, C.; MARISCAL, R.; GRANADOS, M. L.; FIERRO, J. L. G.; FERNÁNDEZ-RUIZ, R.; FURIÓ, M. - Deactivation on vehicle-aged diesel oxidation catalysts. Topics in Catalysis. ISSN 1022-5528. Vol. 30-31, n.º 1-4 (2004), p. 451-456.

GELENCSE, A. - Carbonaceous Aerosol. Springer Netherlands, 2004. ISBN 978-1-4020-2887-8.

GELENCSE, A.; MAY, B.; SIMPSON, D.; SÁNCHEZ-OCHOA, A.; KASPER-GIEBL, A.; PUXBAUM, H.; CASEIRO, A.; PIO, C. A.; LEGRAND, M. - Source apportionment of PM<sub>2.5</sub> organic aerosol over Europe: Primary/secondary, natural/anthropogenic, and fossil/biogenic origin. Journal of Geophysical Research: Atmospheres. ISSN 2156-2202. Vol. 112, n.º D23 (2007), p. D23S04.

GELLER, M. D.; NTZIACHRISTOS, L.; MAMAKOS, A.; SAMARAS, Z.; SCHMITZ, D. A.; FROINES, J. R.; SIOUTAS, C. - Physicochemical and redox characteristics of particulate matter (PM) emitted from gasoline and diesel passenger cars. Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 40, n.º 36 (2006), p. 6988-7004.

GERTLER, A. W. - Diesel vs. gasoline emissions: Does PM from diesel or gasoline vehicles dominate in the US? Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 39, n.º 13 (2005), p. 2349-2355.

GILLIES, J. A.; GERTLER, A. W.; SAGEBIEL, J. C.; DIPPEL, W. A. - On-Road Particulate Matter (PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub>) Emissions in the Sepulveda Tunnel, Los Angeles, California. Environmental Science & Technology. ISSN 0013-936X. Vol. 35, n.º 6 (2001), p. 1054-1063.

GWILLIAM, K.; KOJIMA, M.; JOHNSON, T. - Reducing Air Pollution from Urban Transport. Washington, USA.: The World Bank, 2004.

HAINSWORTH, D.; POURKASHANIAN, M.; RICHARDSON, A. P.; RUPP, J. L.; WILLIAMS, A. - The influence of carbon dioxide on smoke formation and stability in methane-oxygen-carbon dioxide flames. Fuel. ISSN 0016-2361. Vol. 75, n.º 3 (1996), p. 393-396.

HANDLER, M.; PULS, C.; ZBIRAL, J.; MARR, I.; PUXBAUM, H.; LIMBECK, A. - Size and composition of particulate emissions from motor vehicles in the Kaisermühlen-Tunnel, Vienna. Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 42, n.º 9 (2008), p. 2173-2186.

HARRISON, R. M.; STEDMAN, J.; DERWENT, D. - New Directions: Why are PM<sub>10</sub> concentrations in Europe not falling? Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 42, n.º 3 (2008), p. 603-606.

HE, L. Y.; HU, M.; ZHANG, Y. H.; HUANG, X. F.; YAO, T. T. - Fine Particle Emissions from On-Road Vehicles in the Zhujiang Tunnel, China. Environmental Science & Technology. ISSN 0013-936X. Vol. 42, n.º 12 (2008), p. 4461-4466.

HEYWOOD, J. B. - Internal Combustion Engine Fundamentals. United States, 1988. ISBN 0-07-100499-8.

HJORTENKRANS, D.; BERGBACK, B.; HAGGERUD, A. - New metal emission patterns in road traffic environments. Environmental Monitoring and Assessment. Vol. 117 (2006), p. 85–98.

HOUCK, J. E.; GOULET, J. M.; CHOW, J. C.; WATSON, J. G.; PRITCHETT, L. C. - Chemical characterization of emission sources contributing to light extinction. In Transactions, Visibility and Fine Particles, Mathai, C. V., Ed.; Air & Waste Management Association. Pittsburgh, PA, 1990.

HOUCK, J. E.; CHOW, J. C.; AHUJA, M. S. - The chemical and size characterization of particulate material originating from geological sources in California. In Transactions, Receptor Models in Air Resources Management, Watson, J. G., Ed.; Air & Waste Management Association: . Pittsburgh, PA, 1989.

HU, J.; WU, Y.; WANG, Z.; LI, Z.; ZHOU, Y.; WANG, H.; BAO, X.; HAO, J. - Real-world fuel efficiency and exhaust emissions of light-duty diesel vehicles and their correlation with road conditions. Journal of Environmental Sciences. ISSN 1001-0742. Vol. 24, n.º 5 (2012), p. 865-874.

HUNG-LUNG, C.; YAO-SHENG, H. - Particulate matter emissions from on-road vehicles in a freeway tunnel study. Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 43, n.º 26 (2009), p. 4014-4022.

HUO, H.; YAO, Z.; ZHANG, Y.; SHEN, X.; ZHANG, Q.; DING, Y.; HE, K. - On-board measurements of emissions from light-duty gasoline vehicles in three mega-cities of China. Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 49, n.º 0 (2012), p. 371-377.

IPCC - Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the IPCC. Cambridge University Press, Cambridge: Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007.

IPCC - Climate Change 2001: The Scientific Basis. Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom: Intergovernmental Panel on Climate Change, 2001.

IMTT - Estatística dos Transportes 2011. Instituto da Mobilidade e dos Transportes Terrestres, 2011.

IMTT - Plano de Promoção da Bicicleta e Outros Modos Suaves 2013-2020. Instituto da Mobilidade e dos Transportes Terrestres, 2012.

IMTT - Um Futuro Sustentável para os transportes rumo a um sistema integrado, baseado na tecnologia e de fácil utilização. Instituto da Mobilidade e dos Transportes Terrestres, 2009.

JACOBSON, M. C.; HANSSON, H. C.; NOONE, K. J.; CHARLSON, R. J. - Organic atmospheric aerosols: Review and state of the science. Reviews of Geophysics. ISSN 1944-9208. Vol. 38, n.º 2 (2000), p. 267-294.

JACOBSON, M. Z. - Strong radiative heating due to the mixing state of black carbon in atmospheric aerosols. Nature. (2001), p. 695–697.

JAECKER-VOIROL, A.; PELT, P. - PM10 emission inventory in Ile de France for transport and industrial sources: PM10 re-suspension, a key factor for air quality. Environmental Modelling & Software. ISSN 1364-8152. Vol. 15, n.º 6–7 (2000), p. 575-581.

JOUMARD, R.; ANDRÉ, M.; LAURIKKO, J.; LE ANH, T.; GEIVANIDIS, S.; SAMARAS, Z.; OLÁH, Z.; DEVAUZ, P.; ANDRÉ, J.; CORNELIS, E.; ROUVEIROLLIES, P.; LACOUR, S.; PRATI, M. V.; VERMEULEN, R.; ZALLINGER, M. - Accuracy of exhaust emissions measurements on vehicle bench. Artemis deliverable 2. Report n° LTE 0522 December 2006.: INRETS, 2006.

- JOUMARD, R.; ANDRÉ, J.; RAPONE, M.; ZALLINGER, M.; KLJUN, N.; ANDRÉ, M.; SAMARAS, Z.; ROUJOL, S.; LAURIKKO, J.; WEILENMANN, M.; MARKEWITZ, K.; GEIVANIDIS, S.; AJTAY, D.; PATUREL, L. - Emission Factor Modelling and Database for Light Vehicles. Artemis deliverable 3. Report n°LTE 0523 June 2007.: INRETS, 2007.
- JOUMARD, R.; ANDRÉ, M.; VIDON, R.; TASSEL, P.; PRUVOST, C. - Influence of driving cycles on unit emissions from passenger cars. Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 34, n.º 27 (2000), p. 4621-4628.
- JOUMARD, R.; JOST, P.; HICKMAN, J.; HASSEL, D. - Hot passenger car emissions modelling as a function of instantaneous speed and acceleration. Science of The Total Environment. ISSN 0048-9697. Vol. 169, n.º 1-3 (1995), p. 167-174.
- KELLER, M.; EVÉQUOZ, R.; HELDSTAB, J.; KESSLER, H. - Emissions polluantes du trafic routier de 1950 à 2010: Schriftenreihe Umwelt, No. 255 : Air. 1995.
- KERMINEN, V.; MÄKELÄ, T. E.; OJANEN, C. H.; HILLAMO, R. E. - Characterization of the Particulate Phase in the Exhaust from a Diesel Car. Environmental Science & Technology. ISSN 0013-936X. Vol. 31, n.º 7 (1997), p. 1883-1889.
- KHAN, A. J.; LI, J.; HUSAIN, L. - Atmospheric transport of elemental carbon. Journal of Geophysical Research: Atmospheres. ISSN 2156-2202. Vol. 111, n.º D4 (2006), p. D04303.
- KITTELSON, D. B. - Engines and nanoparticles: a review. Journal of Aerosol Science. ISSN 0021-8502. Vol. 29, n.º 5-6 (1998), p. 575-588.
- KOCH, D.; HANSEN, J. - Distant origins of Arctic black carbon: A Goddard Institute for Space Studies ModelE experiment. Journal of Geophysical Research. Vol. 110 (2005).
- KOUSOULIDOU, M.; FONTARAS, G.; NTZIACHRISTOS, L.; BONNEL, P.; SAMARAS, Z.; DILARA, P. - Use of portable emissions measurement system (PEMS) for the development and validation of passenger car emission factors. Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 64, n.º 0 (2013), p. 329-338.
- KOUSOULIDOU, M.; NTZIACHRISTOS, L.; MELLIOS, G.; SAMARAS, Z. - Road-transport emission projections to 2020 in European urban environments. Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 42, n.º 32 (2008), p. 7465-7475.
- KOUSOULIDOU, M.; NTZIACHRISTOS, L.; HAUSBERGER, S.; REXEIS, M. - Validation and improvement of CORINAIR's emission factors for road transport using real-world emissions measurements. 2010. LAT Report No:10.RE.0031.V1.
- KRISTENSSON, A.; JOHANSSON, C.; WESTERHOLM, R.; SWIETLICKI, E.; GIDHAGEN, L.; WIDEQVIST, U.; VESELY, V. - Real-world traffic emission factors of gases and particles measured in a road tunnel in Stockholm, Sweden. Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 38, n.º 5 (2004), p. 657-673.
- KRZYŻANOWSKI, M.; KUNA-DIBBERT, B.; SCHNEIDER, J. - Health Effects of Transport-related Air Pollution. 2005.
- LASCHNER, C.; LIMBECK, A.; RENDL, J.; PUXBAUM, H. - Particulate emissions from on-road vehicles in the Kaisermühlen-tunnel (Vienna, Austria). Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 38, n.º 14 (2004), p. 2187-2195.
- LAT - COPERT 4 - Computer programme to calculate emissions from road transport. Laboratory of Applied Thermodynamics, 2007b.

LAT - COPERT 4 - General Information [em linha]. Laboratory of Applied Thermodynamics Grécia: Aristotle University of Thessaloniki. [Consult. 2007b] Disponível em:  
WWW:URL: <http://lat.eng.auth.gr/copert/>.

LE ANH, T.; HAUSBERGER, S.; AJTAJ, D.; WEILENMANN, M. - Response time in instantaneous emission measurement. Empa & TUG report. Dübendorf, Switzerland, Graz, Austria, : 2005.

LEPREUX, O. - Modélisation et commande de la température pour un catalyseur d'oxydation diesel. L'Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris, 2009. Thèse de doctorat.

LIM, J.; YU, L. E.; KOSTETSKI, Y. Y.; LIM, C.; RYU, J.; KIM, J. - Effects of driving conditions on diesel exhaust particulates. Journal of the Air & Waste Management Association. (2008), p. 1077-1085.

LI, X.; CAO, J.; CHOW, J.; HAN, Y.; LEE, S.; WATSON, J. - Chemical characteristics of carbonaceous aerosols during dust storms over Xi'an in China. Advances in Atmospheric Sciences. ISSN 0256-1530. Vol. 25, n.º 5 (2008), p. 847-855.

LUMBRERAS, J.; VALDÉS, M.; BORGE, R.; RODRÍGUEZ, M. E. - Assessment of vehicle emissions projections in Madrid (Spain) from 2004 to 2012 considering several control strategies. Transportation Research Part A: Policy and Practice. ISSN 0965-8564. Vol. 42, n.º 4 (2008), p. 646-658.

MA, C.; TOHNO, S.; KASAHARA, M. - A case study of the single and size-resolved particles in roadway tunnel in Seoul, Korea. Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 38, n.º 38 (2004), p. 6673-6677.

MALM, W. C.; DAY, D. E. - Optical properties of aerosols at Grand Canyon National Park. Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 34, n.º 20 (2000), p. 3373-3391.

MAMAKOS, A.; CARRIERO, M.; BONNEL, P.; DEMIRCIOGLU, H.; DOUGLAS, K.; ALESSANDRINI, S.; FORNI, F.; MONTIGNY, F.; LESUEUR, D. - EU-PEMS PM Evaluation Program e Third Report e Further Study on Post-DPF PM/PN Emissions. 2011. Report JRC65948, EUR 24883 EN.

MARTINS, L. D.; ANDRADE, M. F.; FREITAS, E. D.; PRETTO, A.; GATTI, L. V.; ALBUQUERQUE, E. L.; TOMAZ, E.; GUARDANI, M. L.; MARTINS, M. H.; JUNIOR, O. M. - Emission Factors for Gas-Powered Vehicles Traveling Through Road Tunnels in São Paulo, Brazil. Environmental Science and Technology. ISSN 0013-936X. Vol. 40, n.º 21 (2006), p. 6722-6729.

MAYKUT, N. N.; LEWTAS, J.; KIM, E.; LARSON, T. V. - Source Apportionment of PM<sub>2.5</sub> at an Urban IMPROVE Site in Seattle, Washington. Environmental Science & Technology. ISSN 0013-936X. Vol. 37, n.º 22 (2003), p. 5135-5142.

MCGAUGHEY, G. R.; DESAI, N. D.; ALLEN, D. T.; SEILA, R. L.; LONNEMAN, W. A.; FRASER, M. P.; HARLEY, R. A.; POLLACK, A. K.; IVY, J. M.; PRICE, J. H. - Analysis of motor vehicle emissions in a Houston tunnel during the Texas Air Quality Study 2000. Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 38, n.º 20 (2004), p. 3363-3372.

MOLNÁR, A.; MESZAROS, E.; HASSON, H. C.; KARLSSON; GELENCSE, A.; KISS, G. Y.; KRIVACSY, Z. - The importance of organic and elemental carbon in the fine atmospheric aerosol particles. Atmospheric Environment. Vol. 33 (1999), p. 2745-2750.

NTZIACHRISTOS, L.; SAMARAS, Z. - COPERT III Computer programme to calculate emissions from road transport. Methodology and emission factors (Version 2.1). European Environment Agency, Copenhagen., 2000. Technical Report No 49.

NTZIACHRISTOS, L.; SAMARAS, Z. - Methodology for the Calculation of Exhaust Emissions e SNAPs 070100-070500. European Environment Agency, 2009. Guidebook 2009/19 June 2009.

- NUNES, T.; PIO, C. A. - Carbonaceous aerosols in industrial and coastal atmospheres. Atmospheric Environment. Part A. General Topics. ISSN 0960-1686. Vol. 27, n.º 8 (1993), p. 1339-1346.
- PARRA, R.; GASSÓ, S.; BALDASANO, J. M. - Estimating the biogenic emissions of non-methane volatile organic compounds from the North Western Mediterranean vegetation of Catalonia, Spain. Science of The Total Environment. ISSN 0048-9697. Vol. 329, n.º 1-3 (2004), p. 241-259.
- PERRINO, C.; CATRAMBONE, M.; DI MENNO DI BUCCHIANICO, A.; ALLEGRI, I. - Gaseous ammonia in the urban area of Rome, Italy and its relationship with traffic emissions. Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 36, n.º 34 (2002), p. 5385-5394.
- PETZOLD, A.; NIESSNER, R. - Method comparison study on soot-selective techniques. Microchimica Acta. ISSN 0026-3672. Vol. 117, n.º 3-4 (1995), p. 215-237.
- PEY, J.; QUEROL, X.; ALASTUEY, A.; RODRÍGUEZ, S.; PUTAUD, J. P. ; VAN DINGENEN, R. - Source apportionment of urban fine and ultra-fine particle number concentration in a Western Mediterranean city. Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 43, n.º 29 (2009), p. 4407-4415.
- PIERSON, W. R.; GERTLER, A. W.; ROBINSON, N. F.; SAGEBIEL, J. C.; ZIELINSKA, B.; BISHOP, G. A.; STEDMAN, D. H.; ZWEIDINGER, R. B.; RAY, W. D. - Real-world automotive emissions-Summary of studies in the Fort McHenry and Tuscarora mountain tunnels. Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 30, n.º 12 (1996), p. 2233-2256.
- PIO, C. A.; CERQUEIRA, M.; HARRISON, R. M.; NUNES, T.; MIRANTE, F.; ALVES, C. A.; OLIVEIRA, C.; DE LA CAMPA, A. S.; ARTIÑANO, B.; MATOS, M. - OC/EC ratio observations in Europe: Re-thinking the approach for apportionment between primary and secondary organic carbon. Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 45, n.º 34 (2011), p. 6121-6132.
- PIO, C.; CASTRO, L. M.; RAMOS, M. O. - Differentiated Determination of Organic and Elemental Carbon in Atmospheric Aerosol Particles by a Thermal-Optical Method. Physico- Chemical Behaviour of Atmospheric Pollutants. Brussels: European Commission, 1994. Report EUR 15609/2EN.
- PFEFFER, H. - Ambient air concentrations of pollutants at traffic-related sites in urban areas of North Rhine-Westphalia, Germany. Science of The Total Environment. ISSN 0048-9697. Vol. 146-147, n.º 0 (1994), p. 263-273.
- POPE, C. A.; BATES, D.; RAIZENNE, M. E. - Health effects of particulate air pollution: time for reassessment? Environmental Health Perspectives. Vol. 103, n.º 5 (1995), p. 472-480.
- PUTAUD, J. P.; VAN DINGENEN, R.; ALASTUEY, A.; BAUER, H.; BIRMILI, W.; CYRYS, J.; FLENTJE, H.; FUZZI, S.; GEHRIG, R.; HANSSON, H. C.; HARRISON, R. M.; HERRMANN, H.; HITZENBERGER, R.; HÜGLIN, C.; JONES, A. M.; KASPER-GIEBL, A.; KISS, G.; KOUSSA, A.; KUHLBUSCH, T. A. J.; LÖSCHAU, G.; MAENHAUT, W.; MOLNAR, A.; MORENO, T.; PEKKANEN, J.; PERRINO, C.; PITZ, M.; PUXBAUM, H.; QUEROL, X.; RODRIGUEZ, S.; SALMA, I.; SCHWARZ, J.; SMOLIK, J.; SCHNEIDER, J.; SPINDLER, G.; TEN BRINK, H.; TURSIC, J.; VIANA, M.; WIEDENSOHLER, A.; RAES, F. - A European aerosol phenomenology – 3: Physical and chemical characteristics of particulate matter from 60 rural, urban, and kerbside sites across Europe. Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 44, n.º 10 (2010), p. 1308-1320.
- QUEROL, X.; ALASTUEY, A.; RUIZ, C. R.; ARTIÑANO, B.; HANSSON, H. C.; HARRISON, R. M.; BURINGH, E.; TEN BRINK, H. M.; LUTZ, M.; BRUCKMANN, P.; STRAEHL, P.; SCHNEIDER, J. - Speciation and origin of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> in selected European cities. Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 38, n.º 38 (2004), p. 6547-6555.



QUEROL, X.; VIANA, M.; ALASTUEY, A.; AMATO, F.; MORENO, T.; CASTILLO, S.; PEY, J.; DE LA ROSA, J.; SÁNCHEZ DE LA CAMPA, A.; ARTIÑANO, B.; SALVADOR, P.; GARCÍA DOS SANTOS, S.; FERNÁNDEZ-PATIER, R.; MORENO-GRAU, S.; NEGRAL, L.; MINGUILLÓN, M. C.; MONFORT, E.; GIL, J. I.; INZA, A.; ORTEGA, L. A.; SANTAMARÍA, J. M.; ZABALZA, J. - Source origin of trace elements in PM from regional background, urban and industrial sites of Spain. Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 41, n.º 34 (2007), p. 7219-7231.

RAPONE, M.; DELLA RAGIONE, L.; D'ANIELLO, F.; LUZAR, V. - Experimental Evaluation of Fuel Consumption and Emissions in Congested Urban Traffic. SAE Technical Paper, 1995.

RECHE, C.; QUEROL, X.; ALASTUEY, A.; VIANA, M.; PEY, J.; MORENO, T.; RODRÍGUEZ, S.; GONZÁLEZ, Y.; FERNÁNDEZ-CAMACHO, R.; DE LA ROSA, J.; DALL'OSTO, M.; PRÉVÔT, A. S. H.; HUEGLIN, C.; HARRISON, R. M.; QUINCEY, P. - New considerations for PM, Black Carbon and particle number concentration for air quality monitoring across different European cities. Atmospheric Chemistry and Physics. Vol. 11, n.º 13 (2011), p. 6207-6227.

ROBERT, M. A.; VANBERGEN, S.; KLEEMAN, M. J.; JAKOBER, C. A. - Size and Composition Distributions of Particulate Matter Emissions: Part 1—Light-Duty Gasoline Vehicles. Journal of the Air & Waste Management Association. Vol. 57, n.º 12 (2007), p. 1414-1428.

ROPKINS, K.; QUINN, R.; BEEBE, J.; LI, H.; DAHAM, B.; TATE, J.; BELL, M.; ANDREWS, G. - Real-world comparison of probe vehicle emissions and fuel consumption using diesel and 5% biodiesel (B5) blend. Science of The Total Environment. ISSN 0048-9697. Vol. 376, n.º 1-3 (2007), p. 267-284.

SALEH, W.; KUMAR, R.; SHARMA, A. - Driving cycle for motorcycles in modern cities: case studies of Edinburgh and Delhi. World journal of Science, Technology & Sustainable Development. Vol. 7, n.º 3 (2010), p. 263-274.

SALIM AKHTER, M.; MADANY, I. - Heavy metals in street and house dust in Bahrain. Water, Air, and Soil Pollution. ISSN 0049-6979. Vol. 66, n.º 1-2 (1993), p. 111-119.

SAMPARA, C. S. - Global Reaction Kinetics for Oxidation and Storage in Diesel Oxidation Catalysts. The University of Michigan, 2008. 147 f. Doctoral thesis.

SAMUEL, S.; AUSTIN, L.; MORREY, D - Automotive test drive cycles for emission measurement and real-world emission levels – a review. Journal of Automobile Engineering. (2002), p. 567-589.

SANTOS, F. A. - Modelação de mobilidade, eficiência energética e poluição atmosférica. Universidade de Aveiro, 2010. Tese de Mestrado.

SHAH, S. D.; COCKER, D. R.; MILLER, J. W.; NORBECK, J. M. - Emission Rates of Particulate Matter and Elemental and Organic Carbon from In-Use Diesel Engines. Environmental Science & Technology. ISSN 0013-936X. Vol. 38, n.º 9 (2004), p. 2544-2550.

SHARMA, M.; AGARWAL, A. K.; BHARATHI, K. V. L. - Characterization of exhaust particulates from diesel engine. Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 39, n.º 17 (2005), p. 3023-3028.

SCHAUER, J. J.; ROGGE, W. F.; HILDEMAN, L. M.; MAZUREK, M. A.; CASS, G. R.; SIMONEIT, B. R. T. - Source apportionment of airborne particulate matter using organic compounds as tracers. Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 30, n.º 22 (1996), p. 3837-3855.

SCHMID, H.; PUCHER, E.; ELLINGER, R.; BIEBL, P.; PUXBAUM, H. - Decadal reductions of traffic emissions on a transit route in Austria – results of the Tauerntunnel experiment 1997. Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 35, n.º 21 (2001), p. 3585-3593.

- SCWARTZ, J.; COULL, B.; LADEN, F.; RYAN, L. - The Effect of Dose and Timing of Dose on the Association between Airborne Particles and Survival. Environmental Health Perspectives (2008), p. 64–69.
- SEINFELD, J. H; PANDIS, S. N. - Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change, 2nd Edition. New Jersey, USA., 2006. ISBN 978-0-471-72018-8.
- SILVA, J. R. R - Caracterização química e biológica de PM10 em ambiente escolar. Universidade de Aveiro, 2010.
- SONG, W. W.; ASHMORE, M. R.; TERRY, A. C. - The influence of passenger activities on exposure to particles inside buses. Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 43, n.º 39 (2009), p. 6271-6278.
- SONG, W. W.; HE, K. B.; LEI, Y. - Black carbon emissions from on-road vehicles in China, 1990–2030. Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 51, n.º 0 (2012), p. 320-328.
- STEIN, H. J. - Applied Catalysis B: Environmental Vol. 69 (1996).
- TORNEY, F.; MOELLER, L.; SCARPA, A.; WANG, K. - Genetic engineering approaches to improve bioethanol production from maize. Current Opinion in Biotechnology. Vol. 18 (2007), p. 193-199.
- UHEREK, E.; HALENKA, T.; BORKEN-KLEEFELD, J.; BALKANSKI, Y.; BERNTSEN, T.; BORREGO, C.; GAUSS, M.; HOOR, P.; JUDA-REZLER, K.; LELIEVELD, J.; MELAS, D.; RYPDAL, K.; SCHMID, S. - Transport impacts on atmosphere and climate: Land transport. Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 44, n.º 37 (2010), p. 4772-4816.
- UNFCCC - Uniting on climate. A guide to the Climate Change Convencion and the Kyoto Protocol. Bonn: United Nations Framework Convention on Climate Change, 2007.
- VOJTISEK-LOM, M.; COBB, J. T. - Vehicle Mass Emissions Measurement using a Portable 5Gas Exhaust Analyzer and Engine Computer Data: Proceedings of Emission Inventory: Planning for the Future Conference Air & Waste Management Association Pittsburgh, PA (USA), 1997.
- VOJTISEK-LOM, M.; FENKL, M.; DUFEK, M.; MAREŠ, J. - Off-cycle , Real-World Emissions of Modern Light Duty Diesel Vehicles. SAE International. (2009), p. 22.
- WATSON, J. G; CHOW, J. C.; CHEN, L.; WANG, X. - Measurement System Evaluation for Fugitive Dust Emissions Detection and Quantification. Desert Research Institute, 2010.
- WEHNER, B.; BIRMILI, W.; GNAUK, T.; WIEDENSOHLER, A. - Particle number size distributions in a street canyon and their transformation into the urban-air background: measurements and a simple model study. Atmospheric Environment. ISSN 1352-2310. Vol. 36, n.º 13 (2002), p. 2215-2223.
- WEISS, M.; BONNEL, P.; HUMMEL, R.; MANFREDI, U.; COLOMBO, R.; LANAPPE, G.; LE LIJOUR, P.; SCULATI, M. - Analyzing on-road emissions of light-duty vehicles with Portable Emission Measurement Systems (PEMS) Institute for Energy, 2011b.
- WEISS, M.; BONNEL, P.; HUMMEL, R.; PROVENZA, A.; MANFREDI, U. - On-Road Emissions of Light-Duty Vehicles in Europe. Environmental Science & Technology. ISSN 0013-936X. Vol. 45, n.º 19 (2011a), p. 8575-8581.
- WHO - Air Quality Guidelines for Particulate Matter, Ozone, Nitrogen Dioxide and Sulfur Dioxide: Global Update 2005. World Health Organization., 2006.

WHO - Diesel and Gasoline Engine Exhausts and Some Nitroarenes. World Health Organization International Agency for Research on Cancer, 1998.

WHO - Health Aspects of Air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide. Bonn, Germany: World Health Organization Working Group, 2003.

WHO - Particulate Matter Air Pollution: How it Harms Health. Fact Sheet Euro/04/05. Berlin, Copenhagen, Rome.: World Health Organization, 2005a.

WHO - WHO air quality guidelines global update 2005. Bonn, Germany: World Health Organization, 2005b.

WIJETILLEKE, L.; KARUNARATNE, S. - Control and Management of Petroleum Related Air Pollution. Washington, D.C.: The World Bank, 1992.

WILLIAMS, D. J.; MILNE, J. W.; QUIGLEY, S. M.; ROBERTS, D. B.; KIMBERLEE, M. C. - Particulate emissions from 'in-use' motor vehicles—II. Diesel vehicles. Atmospheric Environment (1967). ISSN 0004-6981. Vol. 23, n.º 12 (1989), p. 2647-2661.

WRÓBEL, A.; ROKITA, E.; MAENHAUT, W. - Transport of traffic-related aerosols in urban areas. Science of The Total Environment. ISSN 0048-9697. Vol. 257, n.º 2–3 (2000), p. 199-211.

YOUNGLOVE, T.; SCORA, G.; BARTH, M. - Designing On-Road Vehicle Test Programs for the Development of Effective Vehicle Emission Models. Transportation Research Record. ISSN 0361-1981. Vol. 1941 / 2005 (2005), p. 51-59.

ZALLINGER, M.; HAUSBERGER, S.; AJTAY, D.; WEILENMANN, M. - Instantaneous emission modeling applications. Switzerland & Graz, Austria: EMPA & TUG, 2005. 0361-1981.



## **Anexos**



## Anexo 1 – Imagens do Laboratório de Testes



Figura A1.1 - Dinamómetro (ver ponto 4).



Figura A1.2 - Saída dos gases de exaustão do tubo de escape do veículo (ver ponto 5).



Figura A1.3 - Sistema de filtração e secagem do ar ambiente (ver pontos 1 e 2).



Figura A1.4 - Sistema AVC (ver pontos 3 e 6).





Figura A1.5 - Sistema de amostragem para gases não regulamentados (ver ponto 7).



Figura A1.6 - Analisador para poluentes regulamentados (ver ponto 8).



**Figura A1.7 - Sistema de amostragem para sacos de teflon (ver ponto 9).**



**Figura A1.8 - Bomba de extração (ver ponto 10).**

## Anexo 2 - Calibração do Analisador de CO<sub>2</sub>

Sempre que se inicia a análise do material carbonoso através do método termo-ótico é necessário efetuar uma calibração diária prévia do analisador de CO<sub>2</sub>. Este procedimento é necessário uma vez que, o analisador fornece como dados de saída as concentrações de CO<sub>2</sub> em volts. Para converter estas concentrações para ppm, são introduzidas no sistema concentrações conhecidas de CO<sub>2</sub> (e.g. 45,81;350 e 809 ppm) para se construir uma reta de calibração. Primeiro procede-se ao registo de dados durante cerca de 10 minutos utilizando as diferentes concentrações conhecidas de CO<sub>2</sub> (Figura A2.1):

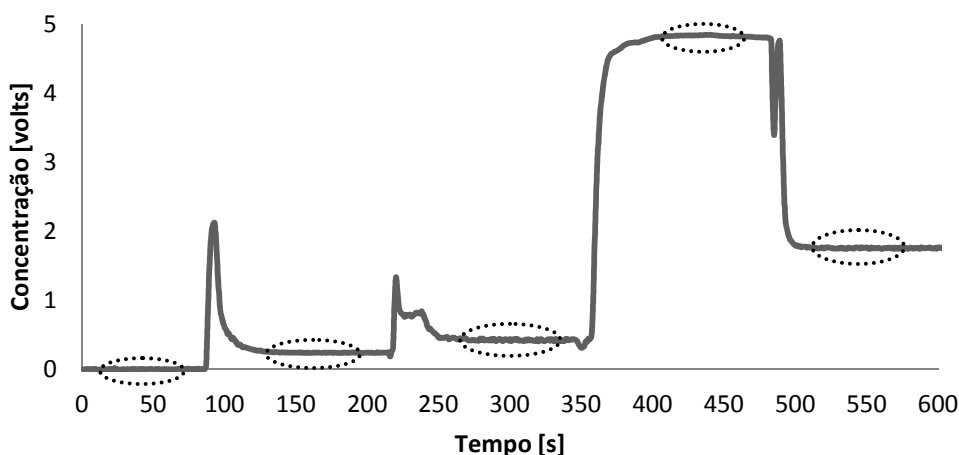


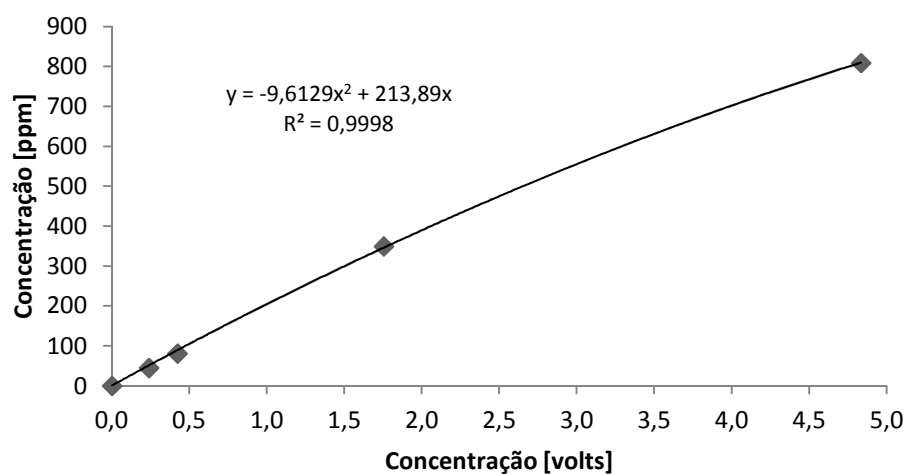
Figura A2.1 - Exemplo de calibração do analisador de CO<sub>2</sub>.

A partir dos valores médios dos pontos assinalados na Figura A2.1 obtêm-se os dados apresentados na Tabela A2.1.

Tabela A2.1 - Dados resultantes da calibração.

Garrafa CO <sub>2</sub> [ppm]	Analisador CO <sub>2</sub> [volt]
0,0	0,001
45,0	0,239
81,0	0,423
350	1,75
809	4,84

A partir dos valores apresentados na Tabela A2.1 define-se a reta de calibração a utilizar. Na Figura A2.2 apresenta-se um exemplo.



**Figura A2.2 - Representação gráfica da concentração de CO<sub>2</sub> na garrafa em função da concentração de CO<sub>2</sub> no analisador, com a respetiva equação de regressão polinomial de 2º grau.**

É importante referir que, neste caso, se utilizou uma equação de regressão polinomial de 2º grau, uma vez que é o tipo de curva que melhor se ajusta aos dados obtidos.

### Anexo 3 - Massa do Material Particulado

Nas Tabelas A3.1 e A3.2 apresentam-se as massas de PM obtidas antes e depois das amostragem e o seu resultado final em  $\mu\text{g}$  para todos veículos testados nos diferentes ciclos de condução ARTEMIS.

Tabela A3.1 - Massa do material particulado dos veículos 1 a 3.

	Ciclo de Condução	PM Antes da Amostragem [ $\mu\text{g}$ ]	PM Depois da Amostragem [ $\mu\text{g}$ ]	PM [ $\mu\text{g}$ ]
Veículo 1	ArtEstrada	0,14296	0,14234	-620
	ArtEstrada	0,14378	0,14318	-600
	ArtEstrada	0,14090	0,14012	-784
	ArtEstrada	0,14163	0,14096	-670
	ArtUrb (F)	0,14361	0,14299	-620
	ArtUrb (F)	0,14330	0,14277	-530
	ArtUrb (Q)	0,14342	0,14262	-800
	ArtUrb (Q)	0,14334	0,14243	-910
	ArtUrb (F)	0,14325	0,14256	-690
	ArtUrb (F)	0,14378	0,14312	-660
	ArtUrb (Q)	0,14388	0,14290	-980
	ArtUrb (Q)	0,14316	0,14254	-620
Veículo 2	ArtEstrada	0,14208	0,14340	1320
	ArtEstrada	0,14228	0,14283	550
	ArtEstrada	0,13815	0,13904	890
	ArtEstrada	0,14214	0,14175	-390
	ArtUrb (Q)	0,13551	0,13547	-40
	ArtUrb (Q)	0,13483	0,13434	-490
	ArtUrb (Q)	0,14335	0,14343	80
	ArtUrb (Q)	0,14194	0,14098	-960
	ArtUrb (F)	0,13722	0,13735	130
	ArtUrb (F)	0,14303	0,14220	-830
	ArtUrb (Q)	0,14322	0,14322	0
	ArtUrb (Q)	0,14237	0,14169	-680
	ArtUrb (F)	0,14194	0,14186	-80
	ArtUrb (F)	0,14282	0,14220	-620
	ArtEstrada	0,14122	0,14272	1500
	ArtEstrada	0,13996	0,13922	-740
Veículo 3	ArtEstrada	0,14180	0,14282	1020
	ArtEstrada	0,14372	0,14510	1380
	ArtUrb (F)	0,14210	0,14306	960
	ArtUrb (Q)	0,14316	0,14070	-2460
	ArtUrb (F)	0,14460	0,14537	770
	ArtUrb (Q)	0,14060	0,14134	740

Tabela A3.2 - Massa do material particulado dos veículos 4 a 8.

	Ciclo de Condução	PM <sub>Antes da Amostragem</sub> [µg]	PM <sub>Depois da Amostragem</sub> [µg]	PM [µg]
Veículo 4	ArtEstrada	0,14333	0,14288	-450
	ArtEstrada	0,15700	0,15658	-420
	ArtUrb (F)	0,15503	0,15442	-610
	ArtUrb (Q)	0,14457	0,14452	-50
	ArtUrb (F)	0,14462	0,14452	-100
	ArtUrb (Q)	0,15623	0,15571	-520
Veículo 5	ArtEstrada	0,15598	0,15560	-380
	ArtEstrada	0,15691	0,15790	990
	ArtUrb (F)	0,15600	0,15565	-350
	ArtUrb (Q)	0,14432	0,14437	50
	ArtUrb (F)	0,14219	0,14210	-90
	ArtUrb (Q)	0,14178	0,14133	-450
Veículo 6	ArtEstrada	0,14377	0,14375	-20
	ArtEstrada	0,14293	0,14254	-390
	ArtUrb (F)	0,14236	0,14228	-80
	ArtUrb (F)	0,14478	0,14474	-40
	ArtUrb (Q)	0,14305	0,14238	-670
	ArtUrb (Q)	0,14024	0,13993	-310
Veículo 7	ArtEstrada	0,14306	0,142602	-458
	ArtEstrada	0,14245	0,142284	-166
	ArtUrb (F)	0,14211	0,141975	-135
	ArtUrb (Q)	0,14256	0,142555	-5
	ArtUrb (F)	0,14466	0,144072	-588
	ArtUrb (Q)	0,14382	0,143717	-103
Veículo 8	ArtUrb (F)	0,14303	0,147929	4899
	ArtUrb (Q)	0,14112	0,143167	2047
	ArtUrb (Q)	0,14139	0,143735	2345
	ArtEstrada	0,14142	0,144728	3308
	ArtEstrada	0,14206	0,143815	1755
	ArtEstrada	0,14206	0,144479	2419
	ArtUrb (F)	0,14182	0,143347	1527
	ArtUrb (F)	0,14399	0,145765	1775
	ArtUrb (Q)	0,14021	0,141660	1450

## Anexo 4 - Valores Instantâneos de Emissão

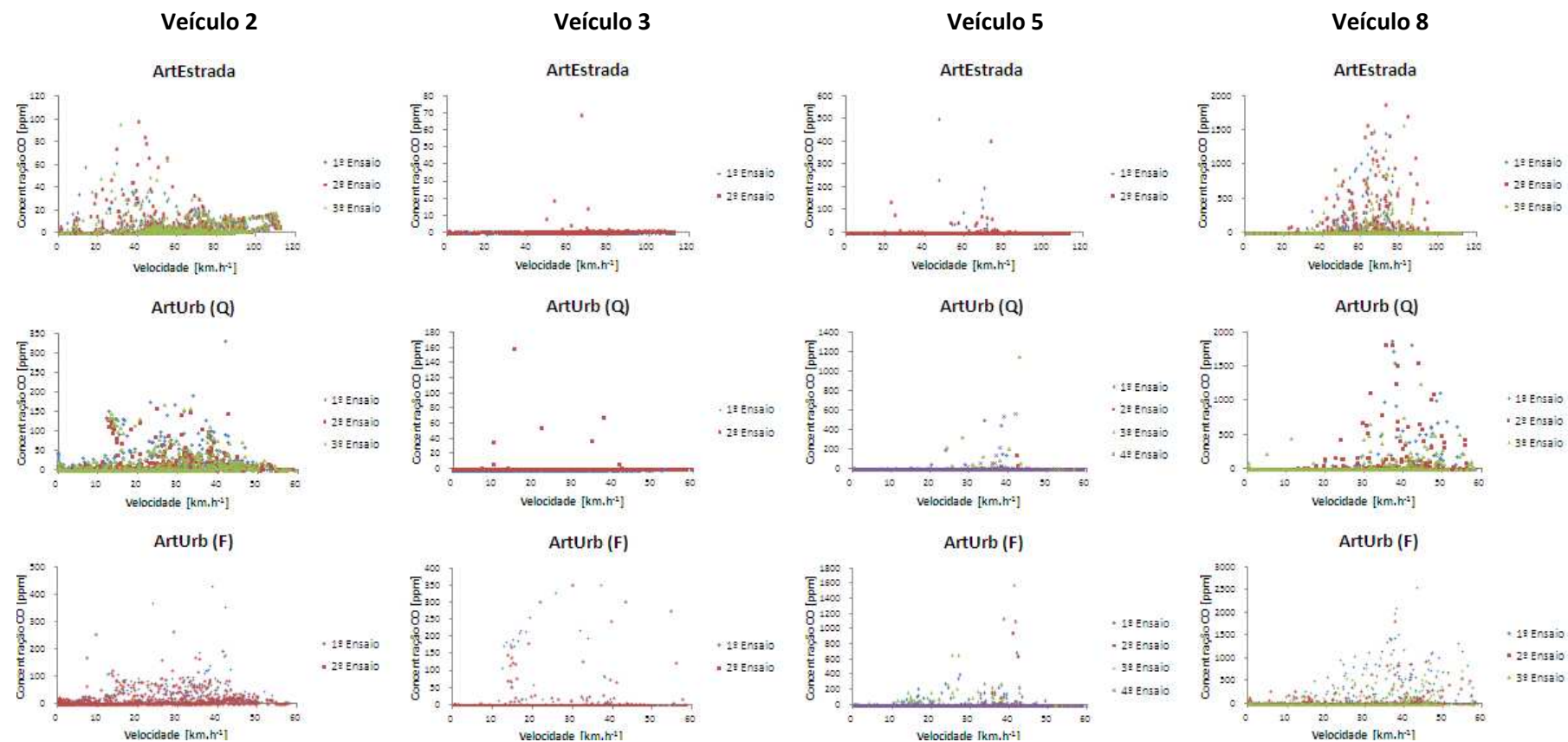


Figura A4.1 - Valores instantâneos de emissão de monóxido de carbono.



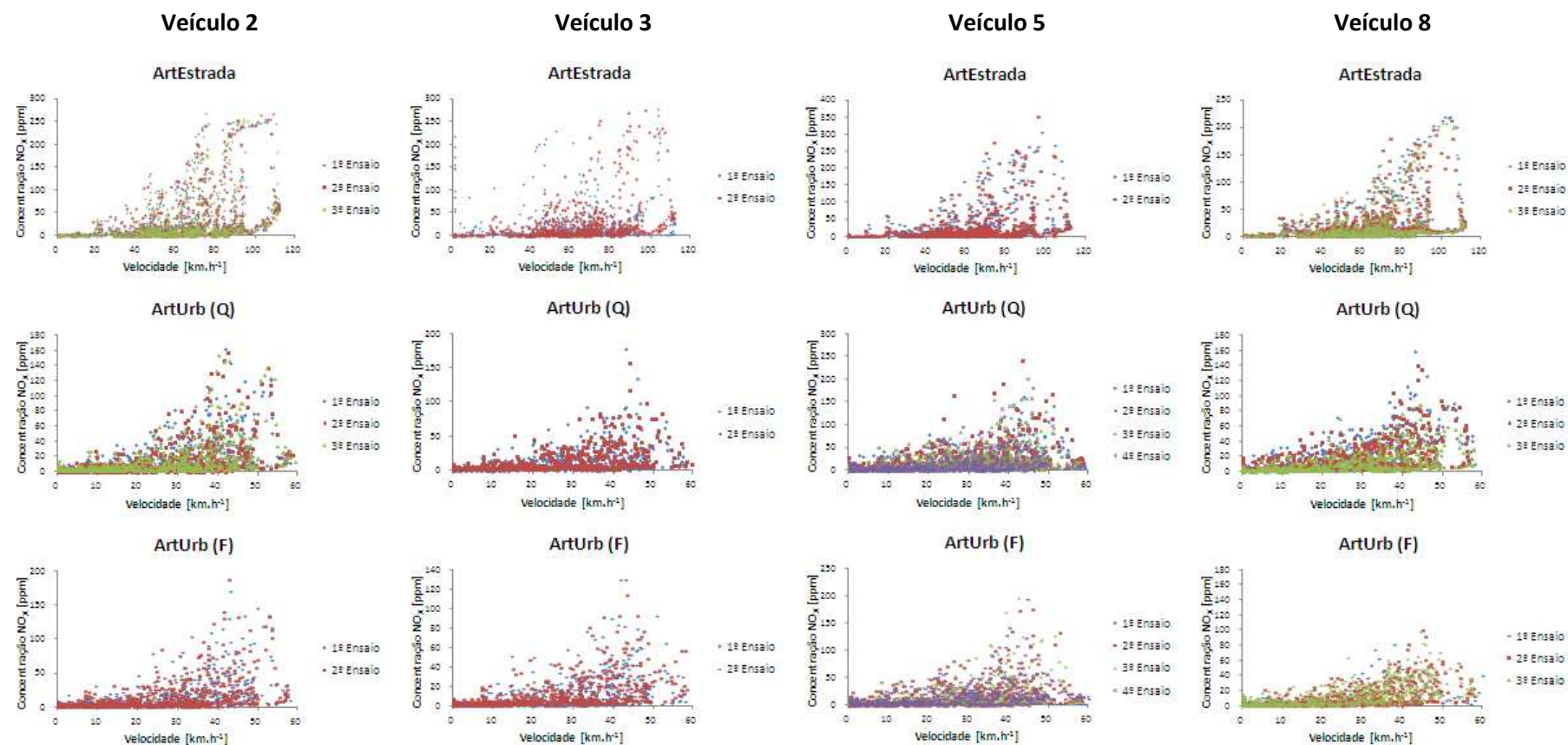


Figura A4.2 - Valores instantâneos de emissão de óxidos de azoto.



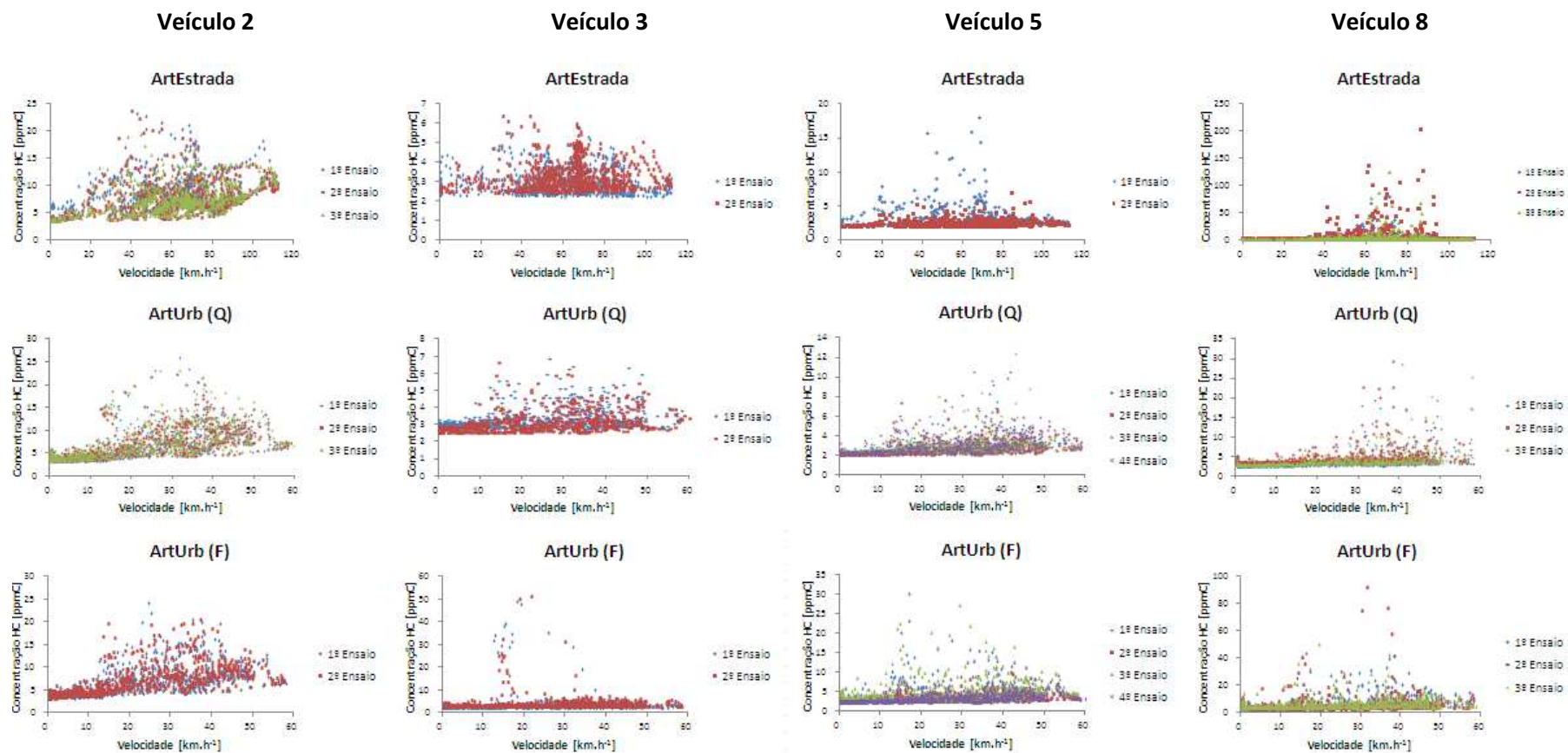


Figura A4.3 - Valores instantâneos de emissão de hidrocarbonetos.



## Anexo 5 - Fatores de Emissão Obtidos a partir de Sacos de Teflon (g.km<sup>-1</sup>)

Nas Tabelas A5.1 e A5.2 apresentam-se os fatores de emissão, em g.km<sup>-1</sup>, dos gases de exaustão obtidos a partir de sacos de teflon.

**Tabela A5.1 - Fatores de emissão, em g.km<sup>-1</sup>, dos veículos 1 a 5.**

				HC	CH <sub>4</sub>	HCNM	NO <sub>x</sub>	CO	CO <sub>2</sub>		
	Ciclo de Condução	Nome do Ficheiro	Túnel	[g.km <sup>-1</sup> ]						Consumo [l.100km <sup>-1</sup> ]	Condutor
Veículo 1	NCCE	2012-06-19-N.01	Gasolina	0,091	0,010	0,081	0,039	0,878	139	6,06	Condutor 2
	ArtEstrada	2012-06-19-N.02	Diesel	0,012	0,004	0,008	0,040	0,227	108	4,06	Condutor 1
	ArtEstrada	2012-06-19-N.03	Diesel	0,025	0,006	0,019	0,044	1,37	109	4,17	Condutor 2
	ArtEstrada	2012-06-19-N.04	Diesel	0,011	0,004	0,007	0,033	0,241	108	4,07	Condutor 1
	ArtEstrada	2012-06-19-N.05	Diesel	0,026	0,006	0,019	0,042	1,56	108	4,16	Condutor 2
	ArtUrb (F)	2012-06-20-N.01	Diesel	0,051	0,010	0,041	0,045	0,562	214	8,07	Condutor 2
	ArtUrb (F)	2012-06-20-N.02	Diesel	0,008	0,004	0,004	0,103	0,018	192	7,21	Condutor 1
	ArtUrb (Q)	2012-06-20-N.03	Diesel	0,009	0,005	0,004	0,113	0,053	197	7,40	Condutor 2
	ArtUrb (Q)	2012-06-20-N.04	Diesel	0,011	0,005	0,006	0,073	0,023	191	7,18	Condutor 1
	ArtUrb (Q)	2012-06-20-N.09	Gasolina	0,006	0,003	0,004	0,058	0,039	192	8,27	Condutor 1
	ArtUrb (F)	2012-06-22-N.01	Diesel	0,034	0,008	0,027	0,042	0,334	215	8,10	Condutor 2
	ArtUrb (F)	2012-06-22-N.02	Diesel	0,007	0,005	0,003	0,095	0,021	192	7,21	Condutor 1
	ArtUrb (Q)	2012-06-22-N.03	Diesel	0,013	0,006	0,007	0,143	0,040	196	7,38	Condutor 2
Veículo 2	ArtUrb (Q)	2012-06-22-N.04	Diesel	0,007	0,006	0,002	0,136	0,007	192	7,19	Condutor 1
	ArtUrb (Q)	2012-06-22-N.05	Gasolina	0,032	0,007	0,025	0,061	1,61	110	4,83	Condutor 2
	ArtEstrada	2012-06-25-N.01	Diesel	0,039	0,003	0,036	0,517	0,044	111	4,91	Condutor 1
	NCCE	2012-06-26-N.01	Diesel	0,072	0,006	0,066	0,376	0,792	129	4,16	Condutor 2
	ArtEstrada	2012-06-26-N.02	Diesel	0,033	0,004	0,030	0,495	0,056	111	4,17	Condutor 1
	ArtUrb (Q)	2012-06-26-N.03	Diesel	0,083	0,007	0,076	0,778	0,497	185	7,00	Condutor 1
	ArtUrb (Q)	2012-06-26-N.05	Diesel	0,086	0,007	0,080	0,719	0,359	181	6,82	Condutor 1
	ArtUrb (F)	2012-06-27-N.01	Diesel	0,089	0,008	0,082	0,929	0,639	195	7,35	Condutor 1
Veículo 3	ArtUrb (Q)	2012-06-27-N.03	Diesel	0,092	0,007	0,085	0,801	0,419	181	6,82	Condutor 1
	ArtUrb (F)	2012-06-28-N.01	Diesel	0,096	0,009	0,088	0,895	0,631	193	7,30	Condutor 1
	ArtUrb (Q)	2012-06-28-N.03	Diesel	0,031	0,003	0,028	0,624	0,049	112	4,21	Condutor 1
	ArtEstrada	2012-09-03-N.01	Diesel	0,005	0,004	0,000	0,369	0,002	109	5,07	Condutor 1
	NCCE	2012-09-04-N.01	Diesel	0,028	0,011	0,018	0,192	0,236	135	4,08	Condutor 2
	ArtEstrada	2012-09-04-N.03	Diesel	0,005	0,004	0,001	0,353	0,004	108	4,06	Condutor 2
Veículo 4	ArtUrb (F)	2012-09-05-N.01	Diesel	0,025	0,013	0,012	0,500	0,173	196	7,38	Condutor 2
	ArtUrb (Q)	2012-09-05-N.03	Diesel	0,009	0,009	0,000	0,500	0,005	178	6,69	Condutor 1
	ArtUrb (F)	2012-09-06-N.04	Diesel	0,022	0,013	0,009	0,515	0,160	198	7,45	Condutor 2
	ArtUrb (Q)	2012-09-06-N.07	Diesel	0,011	0,008	0,003	0,558	0,023	175	6,58	Condutor 1
	NCCE	2012-09-11-N.01	Gasolina	0,056	0,005	0,052	0,011	0,600	108	4,67	Condutor 2
	ArtEstrada	2012-09-12-N.07	Gasolina	0,007	0,002	0,005	0,008	0,426	92	3,99	Condutor 1
Veículo 5	ArtUrb (Q)	2012-09-13-N.08	Gasolina	0,005	0,002	0,002	0,028	0,062	158	6,79	Condutor 2
	NCCE	2012-09-18-N.01	Diesel	0,015	0,006	0,009	0,169	0,079	150	5,64	Condutor 2
	ArtEstrada	2012-09-18-N.02	Diesel	0,005	0,002	0,004	0,393	0,020	114	4,27	Condutor 1
	ArtEstrada	2012-09-18-N.03	Diesel	0,003	0,002	0,001	0,386	0,015	111	4,17	Condutor 2
	ArtEstrada	2012-09-18-N.06*	Diesel	0,074	0,041	0,034	0,458	0,318	172	6,48	Condutor 1
	ArtUrb (F)	2012-09-19-N.01	Diesel	0,023	0,006	0,017	0,529	0,314	214	8,05	Condutor 2
	ArtUrb (F)	2012-09-19-N.02	Diesel	0,011	0,004	0,007	0,598	0,088	195	7,32	Condutor 1
	ArtUrb (Q)	2012-09-19-N.06	Diesel	0,010	0,003	0,007	0,715	0,068	199	7,48	Condutor 1
	ArtUrb (Q)	2012-09-19-N.07	Diesel	0,010	0,003	0,007	0,773	0,014	200	7,52	Condutor 2
	ArtUrb (F)	2012-09-20-N.01	Diesel	0,032	0,007	0,025	0,592	0,328	228	8,57	Condutor 2
	ArtUrb (F)	2012-09-20-N.02	Diesel	0,018	0,004	0,014	0,634	0,086	200	7,50	Condutor 1
	ArtUrb (Q)	2012-09-20-N.05	Diesel	0,011	0,004	0,006	0,661	0,101	204	7,67	Condutor 1
	ArtUrb (Q)	2012-09-20-N.06	Diesel	0,015	0,004	0,011	0,635	0,072	194	7,31	Condutor 1

\*Regeneração do FPD

Tabela A5.2 - Fatores de emissão, em g.km<sup>-1</sup>, dos veículos 6 a 8.

				HC	CH <sub>4</sub>	HCNM	NO <sub>x</sub>	CO	CO <sub>2</sub>		
	Ciclo de Condução	Nome do Ficheiro	Túnel	[g.km <sup>-1</sup> ]						Consumo [l.100km <sup>-1</sup> ]	Condutor
Veículo 6	NCCE	2012-09-25-N.01	Gasolina	0,050	0,003	0,047	0,008	0,494	131	5,68	Condutor 2
	ArtEstrada	2012-09-25-N.08	Gasolina	0,001	0,000	0,001	0,017	0,051	107	4,59	Condutor 1
Veículo 7	NCCE	2012-10-04-N.01	Diesel	0,152	0,008	0,144	0,131	0,759	147	5,57	Condutor 2
	ArtEstrada	2012-10-04-N.02	Diesel	0,012	0,001	0,010	0,475	0,002	108	4,05	Condutor 1
	ArtEstrada	2012-10-04-N.03	Diesel	0,012	0,001	0,010	0,517	0,002	109	4,10	Condutor 2
	ArtEstrada	2012-10-04-N.06	Diesel	0,014	0,001	0,012	0,498	0,005	108	4,07	Condutor 1
	ArtEstrada	2012-10-04-N.07	Diesel	0,012	0,001	0,011	0,432	0,003	108	4,05	Condutor 1
	ArtUrb (F)	2012-10-05-N.01	Diesel	0,150	0,008	0,143	0,537	0,492	223	8,43	Condutor 1
	ArtUrb (F)	2012-10-05-N.02	Diesel	0,106	0,004	0,102	0,738	0,034	208	7,83	Condutor 2
	ArtUrb (Q)	2012-10-05-N.05	Diesel	0,118	0,004	0,114	0,683	0,021	202	7,59	Condutor 1
	ArtUrb (Q)	2012-10-05-N.06	Diesel	0,095	0,003	0,092	0,864	0,027	205	7,69	Condutor 2
	ArtUrb (F)	2012-10-08-N.04	Diesel	0,201	0,008	0,193	0,521	0,530	229	8,65	Condutor 2
	ArtUrb (F)	2012-10-08-N.05	Diesel	0,115	0,004	0,111	0,792	0,037	215	8,09	Condutor 2
	ArtUrb (F)	2012-10-08-N.06	Diesel	0,103	0,004	0,100	0,748	0,026	208	7,82	Condutor 1
	ArtUrb (Q)	2012-10-09-N.01	Diesel	0,050	0,004	0,046	0,750	0,015	209	7,84	Condutor 2
	ArtUrb (Q)	2012-10-09-N.02	Diesel	0,092	0,004	0,088	0,778	0,015	202	7,60	Condutor 2
Veículo 8	ArtUrb (Q)	2012-10-09-N.03	Diesel	0,085	0,003	0,082	0,891	0,017	205	7,72	Condutor 1
	ArtUrb (F)	2012-11-14-N.01	Diesel	0,046	0,018	0,029	0,594	2,51	219	4,90	Condutor 2
	ArtUrb (Q)	2012-11-14-N.03	Diesel	0,020	0,008	0,011	0,571	0,856	184	8,39	Condutor 1
	ArtUrb (Q)	2012-11-14-N.04	Diesel	0,023	0,009	0,015	0,565	0,970	175	6,95	Condutor 1
	NCCE	2012-11-15-N.02	Diesel	0,037	0,006	0,031	0,255	0,339	130	6,62	Condutor 2
	ArtEstrada	2012-11-15-N.03	Diesel	0,015	0,007	0,007	0,339	0,466	99	3,73	Condutor 1
	ArtEstrada	2012-11-15-N.05	Diesel	0,035	0,019	0,016	0,335	0,834	99	3,78	Condutor 2
	ArtEstrada	2012-11-15-N.06	Diesel	0,016	0,008	0,008	0,308	0,429	97	3,66	Condutor 1
	ArtUrb (F)	2012-11-16-N.01	Diesel	0,065	0,017	0,049	0,546	1,28	195	7,41	Condutor 1
	ArtUrb (F)	2012-11-19-N.01	Diesel	0,064	0,014	0,051	0,686	1,84	203	7,75	Condutor 2
	ArtUrb (Q)	2012-11-19-N.03	Diesel	0,029	0,011	0,018	0,542	0,770	171	6,47	Condutor 1

#### Notas:

- Veículo 1: Peugeot 206; 2004; gasolina; Euro 3; 1,1 l; 69.413 km.
- Veículo 2: Renault Megane Scénic; 2003; *diesel*; Euro 3; 1,5 l; 127.700 km.
- Veículo 3: Citroën Xsara Picasso; 2006; *diesel*; Euro 4; 1,6 l; 57.764 km.
- Veículo 4: Toyota Aygo; 2006; gasolina; Euro 4; 1,0 l; 31.238 km.
- Veículo 5: Opel Astra; 2011; *diesel*; Euro 5; 1,7 l; 39.600 km; FPD.
- Veículo 6: Opel Agila; 2012; gasolina; Euro 5; 1,2 l; 9.900 km.
- Veículo 7: Volkswagen Passat; 2009; *diesel*; Euro 4; 2,0 l, 75.110 km; FPD.
- Veículo 8: Opel Tigra Twin Top; 2008; *diesel*; Euro 4; 1,3 l, 69.463 km.
- Densidade do combustível gasolina = 733 g.l<sup>-1</sup>.
- Densidade do combustível *diesel* = 840 g.l<sup>-1</sup>.

## Anexo 6 - Fatores de Emissão Obtidos a partir de Medições em Contínuo (g.km<sup>-1</sup>)

Nas Tabelas A6.1 e A6.2 apresentam-se os fatores de emissão, em g.km<sup>-1</sup>, dos gases de exaustão obtidos a partir de medições em contínuo.

**Tabela A6.1 - Fatores de emissão, em g.km<sup>-1</sup>, dos veículos 1 a 5.**

				HC	CH <sub>4</sub>	HCNM	NO <sub>x</sub>	CO	CO <sub>2</sub>		
	Ciclo de Condução	Nome do Ficheiro	Túnel	[g.km <sup>-1</sup> ]						Consumo [l.100km <sup>-1</sup> ]	Condutor
Veículo 1	NCCE	2012-06-19-N.01	Gasolina	0,087	0,010	0,077	0,038	0,799	141	6,06	Condutor 2
	ArtEstrada	2012-06-19-N.02	Diesel	0,012	0,004	0,007	0,041	0,231	110	4,06	Condutor 1
	ArtEstrada	2012-06-19-N.03	Diesel	0,025	0,006	0,019	0,046	1,38	111	4,17	Condutor 2
	ArtEstrada	2012-06-19-N.04	Diesel	0,011	0,004	0,007	0,034	0,237	112	4,07	Condutor 1
	ArtEstrada	2012-06-19-N.05	Diesel	0,026	0,006	0,019	0,044	1,57	111	4,16	Condutor 2
	ArtUrb (F)	2012-06-20-N.01	Diesel	0,051	0,010	0,041	0,045	0,547	217	8,07	Condutor 2
	ArtUrb (F)	2012-06-20-N.02	Diesel	0,009	0,004	0,004	0,104	0,025	195	7,21	Condutor 1
	ArtUrb (Q)	2012-06-20-N.03	Diesel	0,009	0,005	0,004	0,115	0,059	200	7,40	Condutor 2
	ArtUrb (Q)	2012-06-20-N.04	Diesel	0,011	0,005	0,006	0,072	0,023	194	7,18	Condutor 1
	ArtUrb (Q)	2012-06-20-N.09	Gasolina	0,007	0,003	0,004	0,060	0,036	195	8,27	Condutor 1
	ArtUrb (F)	2012-06-22-N.01	Diesel	0,035	0,008	0,027	0,043	0,298	217	8,10	Condutor 2
	ArtUrb (F)	2012-06-22-N.02	Diesel	0,007	0,005	0,003	0,096	0,016	195	7,21	Condutor 1
	ArtUrb (Q)	2012-06-22-N.03	Diesel	0,013	0,006	0,007	0,145	0,033	199	7,38	Condutor 2
Veículo 2	ArtUrb (Q)	2012-06-22-N.04	Diesel	0,007	0,006	0,002	0,139	0,003	193	7,19	Condutor 1
	ArtUrb (Q)	2012-06-22-N.05	Gasolina	0,034	0,007	0,026	0,062	1,63	111	4,83	Condutor 2
	ArtEstrada	2012-06-25-N.01	Diesel	0,039	0,003	0,036	0,532	0,044	113	4,91	Condutor 1
	NCCE	2012-06-26-N.01	Diesel	0,072	0,006	0,066	0,384	0,808	132	4,16	Condutor 2
	ArtEstrada	2012-06-26-N.02	Diesel	0,033	0,004	0,030	0,512	0,057	114	4,17	Condutor 1
	ArtUrb (Q)	2012-06-26-N.03	Diesel	0,083	0,007	0,076	0,789	0,490	187	7,00	Condutor 1
	ArtUrb (Q)	2012-06-26-N.05	Diesel	0,086	0,007	0,079	0,740	0,352	184	6,82	Condutor 1
	ArtUrb (F)	2012-06-27-N.01	Diesel	0,089	0,008	0,081	0,947	0,631	197	7,35	Condutor 1
Veículo 3	ArtUrb (Q)	2012-06-27-N.03	Diesel	0,092	0,007	0,085	0,819	0,413	183	6,82	Condutor 1
	ArtUrb (F)	2012-06-28-N.01	Diesel	0,096	0,009	0,087	0,911	0,616	195	7,30	Condutor 1
	ArtUrb (Q)	2012-06-28-N.03	Diesel	0,031	0,003	0,028	0,643	0,052	115	4,21	Condutor 1
	ArtEstrada	2012-09-03-N.01	Diesel	0,005	0,004	0,000	0,378	0,004	113	5,07	Condutor 1
	NCCE	2012-09-04-N.01	Diesel	0,028	0,011	0,017	0,195	0,223	137	4,08	Condutor 2
	ArtEstrada	2012-09-04-N.03	Diesel	0,005	0,004	0,000	0,365	0,004	111	4,06	Condutor 2
Veículo 4	ArtUrb (F)	2012-09-05-N.01	Diesel	0,025	0,013	0,012	0,512	0,160	198	7,38	Condutor 2
	ArtUrb (Q)	2012-09-05-N.03	Diesel	0,009	0,009	0,000	0,514	0,014	181	6,69	Condutor 1
	ArtUrb (F)	2012-09-06-N.04	Diesel	0,022	0,013	0,009	0,523	0,155	200	7,45	Condutor 2
	ArtUrb (Q)	2012-09-06-N.07	Diesel	0,011	0,008	0,003	0,575	0,019	178	6,58	Condutor 1
	NCCE	2012-09-11-N.01	Gasolina	0,053	0,005	0,048	0,011	0,537	109	4,67	Condutor 2
	ArtEstrada	2012-09-12-N.07	Gasolina	0,007	0,002	0,004	0,008	0,439	93,5	3,99	Condutor 1
Veículo 5	ArtUrb (Q)	2012-09-13-N.08	Gasolina	0,004	0,003	0,001	0,028	0,059	159	6,79	Condutor 2
	NCCE	2012-09-18-N.01	Diesel	0,015	0,006	0,009	0,171	0,075	153	5,64	Condutor 2
	ArtEstrada	2012-09-18-N.02	Diesel	0,005	0,002	0,004	0,395	0,019	115	4,27	Condutor 1
	ArtEstrada	2012-09-18-N.03	Diesel	0,003	0,002	0,001	0,387	0,014	112	4,17	Condutor 2
	ArtEstrada	2012-09-18-N.06*	Diesel	0,074	0,041	0,033	0,466	0,296	172	6,48	Condutor 1
	ArtUrb (F)	2012-09-19-N.01	Diesel	0,023	0,006	0,017	0,538	0,306	217	8,05	Condutor 2
	ArtUrb (F)	2012-09-19-N.02	Diesel	0,011	0,004	0,007	0,606	0,091	196	7,32	Condutor 1
	ArtUrb (Q)	2012-09-19-N.06	Diesel	0,010	0,003	0,007	0,727	0,063	201	7,48	Condutor 1
	ArtUrb (Q)	2012-09-19-N.07	Diesel	0,010	0,003	0,007	0,783	0,011	202	7,52	Condutor 2
	ArtUrb (F)	2012-09-20-N.01	Diesel	0,032	0,007	0,025	0,602	0,323	230	8,57	Condutor 2
	ArtUrb (F)	2012-09-20-N.02	Diesel	0,018	0,004	0,014	0,641	0,080	201	7,50	Condutor 1
	ArtUrb (Q)	2012-09-20-N.05	Diesel	0,011	0,004	0,006	0,675	0,094	206	7,67	Condutor 1
	ArtUrb (Q)	2012-09-20-N.06	Diesel	0,015	0,004	0,011	0,648	0,070	197	7,31	Condutor 1

\*Regeneração do FPD

Tabela A6.2 - Fatores de emissão, em g.km<sup>-1</sup>, dos veículos 6 a 8.

				HC	CH <sub>4</sub>	HCNM	NO <sub>x</sub>	CO	CO <sub>2</sub>		
	Ciclo de Condução	Nome do Ficheiro	Túnel	[g.km <sup>-1</sup> ]						Consumo [l.100km <sup>-1</sup> ]	Condutor
Veículo 6	NCCE	2012-09-25-N.01	Gasolina	0,047	0,003	0,044	0,009	0,457	133	5,68	Condutor 2
	ArtEstrada	2012-09-25-N.08	Gasolina	0,001	0,000	0,001	0,017	0,053	108	4,59	Condutor 1
Veículo 7	NCCE	2012-10-04-N.01	Diesel	0,152	0,008	0,144	0,131	0,747	147	5,57	Condutor 2
	ArtEstrada	2012-10-04-N.02	Diesel	0,012	0,001	0,010	0,480	0,001	110	4,05	Condutor 1
	ArtEstrada	2012-10-04-N.03	Diesel	0,012	0,001	0,010	0,522	0,002	111	4,10	Condutor 2
	ArtEstrada	2012-10-04-N.06	Diesel	0,014	0,001	0,012	0,508	0,005	111	4,07	Condutor 1
	ArtEstrada	2012-10-04-N.07	Diesel	0,012	0,001	0,011	0,442	0,003	110	4,05	Condutor 1
	ArtUrb (F)	2012-10-05-N.01	Diesel	0,150	0,008	0,143	0,532	0,460	225	8,43	Condutor 1
	ArtUrb (F)	2012-10-05-N.02	Diesel	0,106	0,004	0,102	0,749	0,029	211	7,83	Condutor 2
	ArtUrb (Q)	2012-10-05-N.05	Diesel	0,118	0,004	0,114	0,695	0,018	204	7,59	Condutor 1
	ArtUrb (Q)	2012-10-05-N.06	Diesel	0,095	0,003	0,092	0,883	0,029	208	7,69	Condutor 2
	ArtUrb (F)	2012-10-08-N.04	Diesel	0,201	0,008	0,193	0,531	0,510	230	8,65	Condutor 2
	ArtUrb (F)	2012-10-08-N.05	Diesel	0,115	0,004	0,111	0,803	0,043	217	8,09	Condutor 2
	ArtUrb (F)	2012-10-08-N.06	Diesel	0,103	0,004	0,099	0,756	0,032	209	7,82	Condutor 1
	ArtUrb (Q)	2012-10-09-N.01	Diesel	0,050	0,004	0,046	0,769	0,017	212	7,84	Condutor 2
	ArtUrb (Q)	2012-10-09-N.02	Diesel	0,092	0,004	0,088	0,791	0,016	205	7,60	Condutor 2
	ArtUrb (Q)	2012-10-09-N.03	Diesel	0,085	0,003	0,082	0,903	0,017	208	7,72	Condutor 1
Veículo 8	ArtUrb (F)	2012-11-14-N.01	Diesel	0,046	0,018	0,028	0,606	2,26	221	4,90	Condutor 2
	ArtUrb (Q)	2012-11-14-N.03	Diesel	0,020	0,008	0,011	0,594	0,794	186	8,39	Condutor 1
	ArtUrb (Q)	2012-11-14-N.04	Diesel	0,023	0,009	0,014	0,582	0,919	178	6,95	Condutor 1
	NCCE	2012-11-15-N.02	Diesel	0,037	0,006	0,031	0,256	0,319	132	6,62	Condutor 2
	ArtEstrada	2012-11-15-N.03	Diesel	0,015	0,007	0,007	0,354	0,423	102	3,73	Condutor 1
	ArtEstrada	2012-11-15-N.05	Diesel	0,035	0,019	0,016	0,347	0,782	103	3,78	Condutor 2
	ArtEstrada	2012-11-15-N.06	Diesel	0,016	0,008	0,008	0,321	0,395	100	3,66	Condutor 1
	ArtUrb (F)	2012-11-16-N.01	Diesel	0,065	0,017	0,048	0,561	1,16	196	7,41	Condutor 1
	ArtUrb (F)	2012-11-19-N.01	Diesel	0,064	0,014	0,050	0,692	1,72	205	7,75	Condutor 2
	ArtUrb (Q)	2012-11-19-N.03	Diesel	0,029	0,011	0,018	0,564	0,774	173	6,47	Condutor 1

**Notas:**

- Veículo 1: Peugeot 206; 2004; gasolina; Euro 3; 1,1 l; 69.413 km.
- Veículo 2: Renault Megane Scénic; 2003; *diesel*; Euro 3; 1,5 l; 127.700 km.
- Veículo 3: Citroën Xsara Picasso; 2006; *diesel*; Euro 4; 1,6 l; 57.764 km.
- Veículo 4: Toyota Aygo; 2006; gasolina; Euro 4; 1,0 l; 31.238 km.
- Veículo 5: Opel Astra; 2011; *diesel*; Euro 5; 1,7 l; 39.600 km; FPD.
- Veículo 6: Opel Agila; 2012; gasolina; Euro 5; 1,2 l; 9.900 km.
- Veículo 7: Volkswagen Passat; 2009; *diesel*; Euro 4; 2,0 l, 75.110 km; FPD.
- Veículo 8: Opel Tigra Twin Top; 2008; *diesel*; Euro 4; 1,3 l, 69.463 km.
- Densidade do combustível gasolina = 733 g.l<sup>-1</sup>.
- Densidade do combustível *diesel* = 840 g.l<sup>-1</sup>.

## Anexo 7 - Consumo de Combustível

Na Tabela A7.1 apresentam-se os consumos de combustível, em l.100km<sup>-1</sup>, dos veículos para os diferentes ciclos de condução utilizados.

Tabela A7.1 - Consumo de combustível, em l.100km<sup>-1</sup>, para todos os veículos.

		Consumo de Combustível [l.100km <sup>-1</sup> ]
Veículo 1	NCCE	6,06
	ArtUrb (Q)	7,23 ± 0,119
	ArtUrb (F)	7,65 ± 0,507
	ArtEstrada	4,12 ± 0,059
Veículo 2	NCCE	4,91
	ArtUrb (Q)	6,88 ± 0,105
	ArtUrb (F)	7,33 ± 0,034
	ArtEstrada	4,18 ± 0,026
Veículo 3	NCCE	5,07
	ArtUrb (Q)	6,64 ± 0,081
	ArtUrb (F)	7,42 ± 0,056
	ArtEstrada	4,07 ± 0,017
Veículo 4	NCCE	4,67
	ArtUrb (Q)	6,79
	ArtUrb (F)	-
	ArtEstrada	3,99
Veículo 5	NCCE	5,64
	ArtUrb (Q)	7,94 ± 0,150
	ArtUrb (F)	7,86 ± 0,569
	ArtEstrada	4,22 ± 0,073
Veículo 6	NCCE	5,68
	ArtUrb (Q)	-
	ArtUrb (F)	-
	ArtEstrada	4,59
Veículo 7	NCCE	5,57
	ArtUrb (Q)	7,69 ± 0,104
	ArtUrb (F)	8,17 ± 0,368
	ArtEstrada	4,066 ± 0,026
Veículo 8	NCCE	4,91
	ArtUrb (Q)	6,68 ± 0,246
	ArtUrb (F)	7,85 ± 0,499
	ArtEstrada	3,73 ± 0,063

\*Não quantificado





## Anexo 8 - Verificação do Cumprimentos dos Valores Limite de Emissão

Nas Figuras A8.1 à A8.2 apresentam-se os FE obtidos para o NCCE.

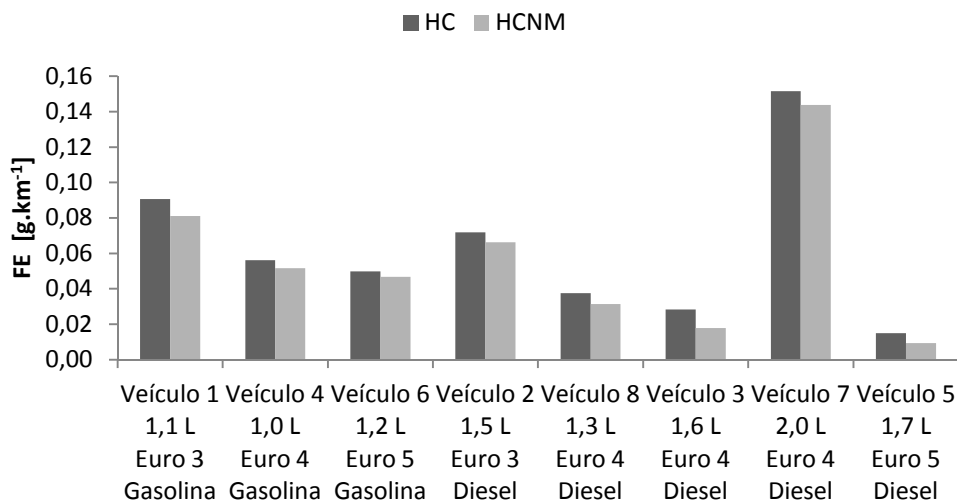


Figura A8.1 - Fatores de emissão de HC e HCNM (em g.km⁻¹) obtidos utilizando o NCCE.

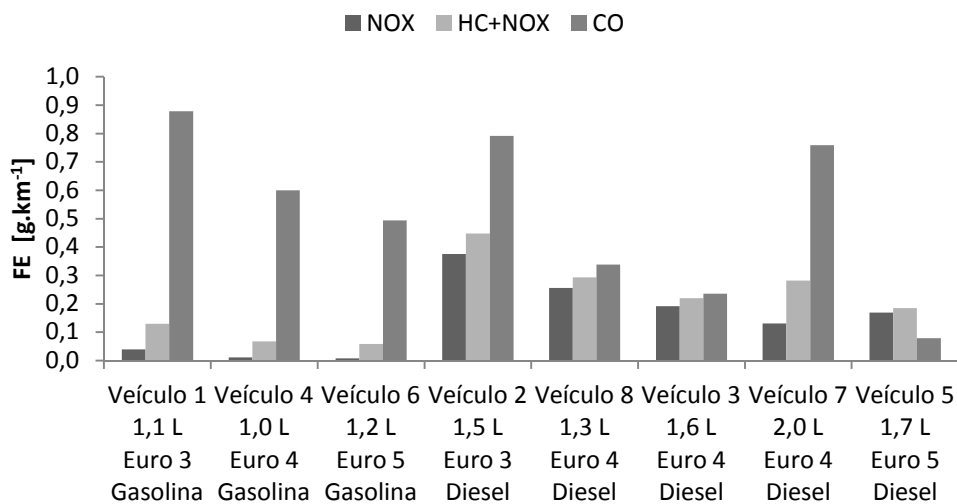
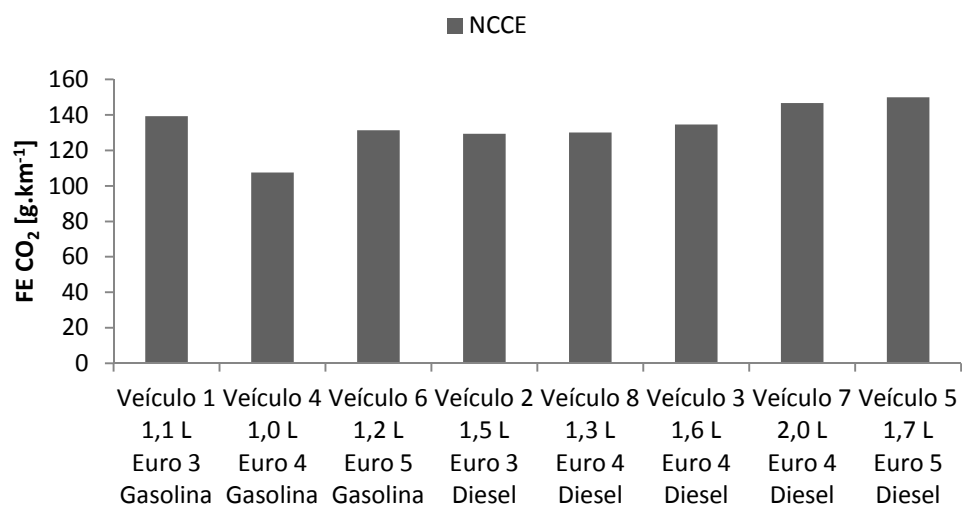


Figura A8.2 - Fatores de emissão de NO<sub>x</sub>, HC+NO<sub>x</sub> e CO (em g.km⁻¹) obtidos utilizando o NCCE.



**Figura A8.3 - Fatores de emissão de CO<sub>2</sub> (em g.km<sup>-1</sup>) obtidos utilizando o NCCE.**